A.M. Scheuhammer
S.L. Money
D.A. Kirk
G. Donaldson

Les pesées et les turluttes de plomb au Canada : Examen de leur utilisation et de leurs effets toxiques sur les espèces sauvages

Publication hors série
Numéro 108
Service canadien de la faune

Canada

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Service canadien de la faune
Publications hors série

Les Publications hors série font état des résultats de recherches originales effectuées par les membres du personnel du Service canadien de la faune ou appuyées par le Service. Ces publications ont fait l'objet d'un examen par des pairs.

Conseil d'édition

C.D. Ankney
University of Western Ontario

David Cairns
Pêches et Océans Canada

Fred Cooke
Simon Fraser University

A.W. Diamond
Université du Nouveau-Brunswick

Charles J. Henny
U.S. Geological Survey

Raymond McNeill
Université de Montréal

Ross J. Norstrom
Service canadien de la faune

Austin Reed
Service canadien de la faune

Harold Welch
Northwater Consultants

Rédacteurs-gérants

Hugh Boyd
Service canadien de la faune

Erica H. Dunn
Service canadien de la faune

Patricia Logan
Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada est chargé des questions de compétence fédérale touchant les espèces sauvages, notamment de protéger et de gérer les oiseaux migrateurs et les habitats canadiens d'importance nationale. Il est aussi responsable des espèces en péril, de la réglementation du commerce international des espèces en péril et de la recherche sur les préoccupations d'importance nationale concernant les espèces sauvages. Il collabore avec les provinces, les territoires, Agence Parcs Canada et d'autres organismes fédéraux pour la recherche et aussi pour la gestion des espèces sauvages.

Pour obtenir de plus amples renseignements sur le Service canadien de la faune ou ses publications, communiquer avec les :

Publications
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3
(819) 997-1095
(819) 997-2756 (télécopieur)
cws-scf@ec.gc.ca
http://www.scf-cws.ec.gc.ca

A.M. Scheuhammer[1]
S.L. Money[1]
D.A. Kirk[2]
G. Donaldson[3]

Les pesées et les turluttes de plomb au Canada : Examen de leur utilisation et de leurs effets toxiques sur les espèces sauvages

Publication hors série
Numéro 108
Service canadien de la faune
Mars 2003

Also available in English under the title
Lead fishing sinkers and jigs in Canada: Review of their use patterns and toxic impacts on wildlife
Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No. 108.

[1] Service canadien de la faune, Centre national de la recherche faunique, Carleton University, chemin Raven, Ottawa (Ontario) K1A 0H3
[2] Aquila Applied Ecologists, C.P. 87, Carlsbad Springs (Ontario) K0A 1K0
[3] Chelsea Creek Consulting, 694, rue Shefford, Gloucester (Ontario) K1J 6X3.

Membre de la famille de la Conservation de l'environnement

Image couverture adaptée d'un design réalisé par la Région de l'Ontario (SCF).

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada,
représentée par le ministre de l'Environnement, 2003
N° de catalogue CW69-1/108F
ISBN 0-662-88260-1
ISSN 0701-7944

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :

Les pesées et les turluttes de plomb au Canada : examen de leur utilisation et de leurs effets toxiques sur les espèces sauvages

(Publication hors série, ISSN 0701-7944; n° 108)
Publ. aussi en anglais sous le titre : Lead fishing sinkers and jigs in Canada.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-88260-1
N° de cat. CW69-1/108F

1. Plomb – Aspect de l'environnement – Canada.
2. Plombs (Pêche) – Aspect de l'environnement – Canada.
3. Pêche sportive – Matériel – Aspect de l'environnement – Canada.
I. Scheuhammer, Anton Michael, 1952-
II. Service canadien de la faune.
III. Coll. : Publication hors série (Service canadien de la faune); n° 108.

TD196.L4L4214 2003 363.17'91 C2003-980023-7

104-01331/

Résumé

Les plus de 5 millions de Canadiennes et de Canadiens qui s'adonnent à la pêche récréative à la ligne consacrent chaque année au-delà de 50 millions de jours à la pêche en eaux libres. Ces pêcheurs sportifs rejettent du plomb dans l'environnement lorsqu'ils perdent des pesées et des turluttes faites de ce métal. On estime que les pesées et les turluttes perdues ou jetées représentent 500 tonnes de plomb, soit 14 p. 100 de tout le plomb non récupérable rejeté dans le milieu naturel canadien chaque année. Les espèces sauvages, surtout les oiseaux ichtyophages et d'autres oiseaux aquatiques, avalent des pesées et des turluttes, soit qu'ils les prennent pour des aliments ou du gravier, soit qu'ils consomment des poissons-appâts perdus et la ligne et les poids qui y sont encore fixés. En général, les espèces sauvages avalent des pesées de plomb de moins de 50 g et de moins de 2 cm de longueur ou de diamètre. L'ingestion d'une seule pesée de plomb ou d'une seule turlutte à tête plombée, qui peut représenter plusieurs grammes de plomb, suffit à exposer un plongeon ou un autre oiseau à une dose fatale de ce métal. Des données ont été recueillies au Canada sur la présence de pesées et de turluttes en plomb dans l'organisme d'individus appartenant à 10 espèces sauvages. Aux États-Unis, il en existe sur l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb par 23 espèces sauvages : plongeons, cygnes, autres espèces de sauvagine, grues, pélicans et cormorans. Les observations recueillies jusqu'à maintenant indiquent que l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb est la seule grande source d'exposition élevée au plomb et d'intoxication par le plomb chez le Plongeon huard *Gavia immer* ainsi que la cause la plus importante des décès signalés pour le Plongeon huard adulte dans l'Est du Canada et des États-Unis, et qu'elle entraîne plus souvent la mort que la capture dans les engins de pêche, les traumas, la maladie et les autres causes de mortalité.

Selon les données en notre possession, les populations de Plongeons huards sont, sauf dans quelques cas locaux ou régionaux, stables ou à la hausse dans la plus grande partie de l'aire de répartition de cette espèce au Canada. Nous ne disposons pas en ce moment assez d'information pour déterminer si la mortalité des plongeons par intoxication au plomb consécutive à l'ingestion de pesées a des effets à l'échelle des populations en un endroit quelconque au Canada, ni pour estimer avec certitude la fréquence minimale d'intoxication qui, associée aux effets d'autres agresseurs environnementaux, est nécessaire pour que les empoisonnements influencent de façon significative la dynamique des populations. Pour estimer les effets démographiques de l'empoisonnement des plongeons par ingestion de pesées, il faudrait, outre les connaissances actuelles, posséder des données précises sur le cycle vital, obtenues par le marquage d'oiseaux, afin de dériver des paramètres démographiques importants pour les populations locales ou régionales de plongeons au Canada, procéder à des analyses d'ADN afin de mieux définir les « populations », mieux comprendre les interactions des multiples agresseurs environnementaux pouvant influencer la dynamique des populations et intégrer ces nombreux agresseurs à une analyse spatiale à grande échelle effectuée à l'aide de systèmes d'information géographique. Cette recherche serait coûteuse et longue, puisqu'il faudrait surveiller à long terme un nombre considérable d'individus bagués appartenant à plusieurs populations sélectionnées.

Il est possible de fabriquer des pesées et des turluttes à l'aide d'un grand nombre de matières qui ne nuisent pas à l'environnement, dont l'étain, l'acier, le bismuth, le tungstène, le caoutchouc, la céramique et l'argile. Les produits de rechange les plus couramment vendus au Canada sont les pesées d'étain, d'acier et de bismuth, et les turluttes de bismuth. Bon nombre des produits de remplacement sont à l'heure actuelle plus coûteux que le plomb, mais on prévoit que leur utilisation fera augmenter les dépenses totales annuelles du pêcheur à la ligne moyen de moins de 1 p. 100 (~2,00 $). Néanmoins, du fait que les pêcheurs peuvent se procurer des produits de plomb (moins chers), il est difficile pour la fabrication et la vente de produits de rechange non toxiques de devenir commercialement viables.

Les gouvernements ont pris certaines mesures réglementaires d'une portée limitée pour réduire l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb, non seulement au Canada mais aussi ailleurs. En 1987, la Grande-Bretagne a interdit l'utilisation des pesées de plomb de moins de 28,35 g. Les États-Unis ont interdit l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb dans trois refuges nationaux de la faune et dans le parc national Yellowstone, et étudient en ce moment la possibilité de prendre d'autres mesures. Le New Hampshire, le Maine et l'État de New York ont ratifié des règlements interdisant l'utilisation de pesées de plomb, applicables sur tout le territoire de ces États, à partir, respectivement, de 2000, de

2002 et de 2004. Environnement Canada et l'Agence Parcs Canada ont interdit en 1997 aux personnes qui pêchent dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux de posséder des pesées et des turluttes de plomb de moins de 50 g, en vertu, respectivement, de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada* et de la *Loi sur les parcs nationaux*. Ces deux règlements ont toutefois une portée géographique limitée, puisqu'ils concernent moins de 3 p. 100 des terres émergées du Canada; ils ne touchent, de plus, qu'environ 50 000 des quelque 5,5 millions de pêcheurs sportifs à la ligne que compte le Canada, soit moins de 1 p. 100. À l'heure actuelle, la plupart des pêcheurs sportifs à la ligne continuent d'utiliser des pesées et des turluttes en plomb.

Remerciements

Les auteurs désirent remercier I. Storm, d'avoir créé plusieurs des cartes du système d'information géographique utilisées dans le présent document; K. Marshall, B. Braune, C. Hebert et A. Gaston (Service canadien de la faune [SCF], Centre national de la recherche faunique), R. Milko et E. Reed (SCF – Administration centrale), D. McNicol et R. Weeber (SCF – région de l'Ontario), N. Burgess (SCF – région de l'Atlantique), D. Evers (BioDiversity Research Institute), V. Thomas (University of Guelph) et M. Pokras (Tufts University), d'avoir relu les différentes versions du manuscrit; A. Erskine et J. Kerekes (SCF – région de l'Atlantique), D. Bordage (SCF – région du Québec), K. Ross (SCF – région de l'Ontario), J. Hines (SCF – région des Prairies et du Nord), A. Breault (SCF – région du Pacifique et du Yukon), B. Koonz (ministère des Ressources naturelles du Manitoba) et A. Brazda (U.S. Fish and Wildlife Service), d'avoir fourni des renseignements sur le nombre de Plongeons huards dans diverses régions du Canada; M. Wayland (SCF – région des Prairies et du Nord), L. Champoux et J. Rodrigue (SCF – région du Québec), D. Campbell (Collège vétérinaire de l'Ontario) et P.-Y. Daoust (Atlantic Veterinary College) de nous avoir fourni des données inédites sur la mortalité par ingestion de pesées chez les espèces sauvages; les représentants de centres privés de rétablissement des espèces sauvages, en particulier K. Chubb (Avian Care and Research Foundation) et H. Pittel (Avicare Bird Rehabilitation Centre), de nous avoir permis d'utiliser les données inédites de leur organisme, ainsi que Statistique Canada, de nous avoir fourni des données sur l'importation des pesées.

La présente publication a été produite par la Division des documents scientifiques et techniques du Service canadien de la faune. Les personnes suivantes ont collaboré au produit fini : Michèle Poirier, coordination et supervision, Sylvie Larose, mise en page, Marla Sheffer (réviseure contractuelle), révision scientifique et Mark Hickson, impression.

Table des matières

Introduction 8

1. La pêche récréative à la ligne au Canada 9
   - 1.1 Estimation du nombre de personnes qui s'adonnent à la pêche récréative à la ligne au Canada 9
   - 1.2 Répartition géographique des pêcheurs sportifs à la ligne au Canada 9
   - 1.3 Pression qu'exerce la pêche à la ligne au Canada et aux États-Unis 9
     - 1.3.1 Canada 10
     - 1.3.2 États-Unis 10
   - 1.4 Sommaire 12

2. Estimation de l'ampleur de l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb 13
   - 2.1 Demande sur le marché 13
   - 2.2 Importation de pesées et de turluttes en plomb 14
   - 2.3 Production canadienne de pesées et de turluttes en plomb 14
   - 2.4 Estimation des rejets annuels de plomb dans le milieu naturel résultant de la perte de pesées et de turluttes 15
   - 2.5 Résumé 17

3. Ingestion de pesées de plomb et empoisonnement de la faune 18
   - 3.1 Empoisonnement de la faune par le plomb 18
   - 3.2 Cas d'ingestion de poids et de turlutte en plomb par la faune 18
   - 3.3 Pesées de plomb ingérées par la faune 19
   - 3.4 Importance relative de l'ingestion des pesées de plomb comme cause de mortalité chez le Plongeon huard 22
   - 3.5 Ingestion de pesées par la faune : répartition spatiale 23
   - 3.6 Ingestion de pesées par la faune : tendances temporelles 24
     - 3.6.1 Tendances annuelles 24
     - 3.6.2 Tendances saisonnières 24
   - 3.7 Pression exercée par la pêche à la ligne sur l'environnement et incidence de l'ingestion de pesées par la faune 24
   - 3.8 Résumé 25

4. Au Canada, est-il possible de déterminer les effets à l'échelle des populations de Plongeons huards de l'empoisonnement par le plomb dû à l'ingestion de pesées? 28
   - 4.1 Contexte 28
   - 4.2 Répartition spatiale de l'abondance 29
   - 4.3 Tendances démographiques 32
   - 4.4 Modélisation de la population 34
   - 4.5 Établissement de correspondances entre la répartition spatiale des plongeons et les patrons géographiques de la pression exercée par la pêche à la ligne, à l'aide d'un SIG, pour modéliser les effets régionaux 38
   - 4.6 Résumé et priorités de la recherche pour l'avenir 39

5. Initiatives visant à réduire les incidences des pesées et des turluttes en plomb sur les espèces sauvages et l'environnement 40
   - 5.1 Fabrication de pesées et de turluttes sans plomb 40
   - 5.2 Initiatives réglementaires et de sensibilisation au Canada 40
   - 5.3 Initiatives réglementaires et de sensibilisation dans d'autres pays 42
   - 5.4 Résumé 43

Travaux cités 44

Liste des tableaux

Tableau 1. Pêcheurs sportifs à la ligne au Canada 10

Tableau 2. Études faisant état de la densité des pesées perdues ou jetées 16

Tableau 3. Résumé des concentrations de plomb dans les tissus de Plongeons huards, qu'ils aient ou non des articles de plomb dans leur système digestif 19

Tableau 4. Espèces sauvages ayant ingéré des pesées ou des turluttes en plomb, au Canada 20

Tableau 5. Espèces sauvages ayant ingéré des pesées ou des turluttes de plomb, aux États-Unis 20

Tableau 6. Pourcentage du nombre total de décès de Plongeons huards adultes signalés attribués à l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb dans les études canadiennes et américaines 23

Tableau 7. Intensité de la pêche à la ligne dans les régions d'Amérique du Nord où l'ingestion de pesées et de turluttes par des Plongeons huards et d'autres espèces sauvages a été signalée 26

Tableau 8. Estimation du nombre de Plongeons huards au Canada, couples territoriaux et individus 30

Tableau 9. Tendances démographiques dans différentes écozones du Canada d'après le Relevé des oiseaux nicheurs 34

Tableau 10. Fabricants de poids de pêche sans plomb 41

Tableau 11. Estimation du coût pour le consommateur de l'utilisation de produits remplaçant les pesées de plomb pour la pêche récréative au Canada 41

Liste des figures

Figure 1. Proportion du nombre total de jours consacrés à la pêche récréative en eaux libres dans les diverses régions du Canada 10

Figure 2. Estimation du nombre moyen de jours consacrés annuellement à la pêche par pêcheur, par province et à l'échelle nationale 11

Figure 3. Estimation de la pression exercée par la pêche récréative à la ligne dans diverses régions de l'Ontario en 1991 11

Figure 4. Pression exercée par la pêche récréative à la ligne par province au Canada, et par État aux États-Unis 12

Figure 5. Estimation de la ventilation du budget annuel d'environ 600 $ du pêcheur à la ligne canadien moyen 13

Figure 6. Estimation de l'utilisation des pesées et des turluttes de plomb par rapport aux pesées et aux turluttes sans plomb, à l'heure actuelle, au Canada 13

Figure 7. Estimation du poids des pesées importées chaque année au Canada des principales régions géographiques 14

Figure 8. Proportions des importations totales de pesées provenant de diverses régions du monde 14

Figure 9. Sources des articles de pêche en plomb formant le marché des pesées au Canada, 1995–1998 15

Figure 10. Sources des articles de pêche en plomb formant le marché des pesées aux É.-U., d'après les estimations de 1994 15

Figure 11. Estimation des rejets dans l'environnement, au Canada, de plomb provenant de la pêche récréative à la ligne et d'autres sources 17

Figure 12. Importance relative des différentes causes de mortalité du Plongeon huard en Nouvelle-Angleterre de 1989 à 1992 23

Figure 13. Importance relative des différentes causes de mortalité du Plongeon huard adulte au Canada 23

Figure 14. Répartition des décès associés à l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb signalés au Canada et aux États-Unis. Le nombre d'espèces différentes par province ou État est également indiqué. 24

Figure 15. Pression exercée par la pêche récréative à la ligne au Canada et aux États-Unis, et provinces et États où le décès d'animaux sauvages par ingestion de pesées ou de turluttes de plomb a été signalé 25

Figure 16. Régions de l'Est du Canada et des États-Unis où la pression exercée par la pêche récréative à la ligne est élevée, et endroits où l'on sait que des Plongeons huards sont morts d'ingestion de pesées ou de turluttes en plomb 26

Figure 17. Pourcentage de la population de Plongeons huards dans les différentes provinces et les différents territoires du Canada 30

Figure 18. Répartition géographique et abondance relative du Plongeon huard pendant l'été, de 1982 à 1996, d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs 31

Figure 19. Répartition et abondance hivernales du Plongeon huard en Amérique du Nord, estimées à partir du Recensement d'oiseaux de Noël 32

Figure 20. Nombre de Plongeons huards au Québec, de 1990 à 2000, pendant les relevés en hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir 33

Figure 21. Tendances démographiques estimées pour le Plongeon huard dans l'Est du Canada, d'après des recensements annuels des couples reproducteurs signalés 34

Figure 22. Tendances relatives au nombre de Plongeons huards estimé d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs. D'après ces données, la population de plongeons augmente à l'échelle régionale dans la plus grande partie de l'aire de répartition de cet oiseau au Canada. 35

Figure 23. Taux de croissance de la population par rapport au succès de la reproduction chez le Plongeon huard du New Hampshire 36

Figure 24. Changements prévus de la proportion de l'habitat convenant à des oiseaux ichtyophages nicheurs dans l'Est du Canada entre 1982 et 2010, après que les cibles actuelles en matière d'émissions de sulphates seront atteintes 38

Introduction

Les gens qui s'adonnent à la pêche récréative à la ligne utilisent des pesées et des turluttes en plomb de différentes formes et tailles pour lester les hameçons, les leurres ou les appâts. Les oiseaux aquatiques avalent des pesées et des turluttes perdues qu'ils prennent pour des aliments, par exemple des graines ou des invertébrés sans coquille, comme des petites limaces ou des myes. Les espèces sauvages qui se nourrissent de poisson, en particulier les plongeons, avalent très souvent des pesées de plomb lorsqu'ils consomment des poissons-appâts perdus auxquels sont encore fixés l'hameçon, la ligne et la pesée.

L'ingestion de petits poids de plomb a provoqué l'empoisonnement et la mort d'oiseaux aquatiques en Grande-Bretagne, aux États-Unis et au Canada. D'après les données probantes présentées dans une évaluation antérieure (Scheuhammer et Norris 1995), l'utilisation de petites pesées et turluttes de plomb constitue pour le Plongeon huard *Gavia immer* un risque d'intoxication et de mortalité, en particulier dans les régions où la pêche récréative à la ligne en eaux douces est intensive.

En réponse aux observations présentées dans Scheuhammer et Norris (1995), Environnement Canada, en collaboration avec l'Agence Parcs Canada (ministère du Patrimoine canadien), a pris des mesures réglementaires visant à interdire, à partir de 1997, aux gens qui s'adonnent à la pêche récréative à la ligne dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux, de posséder et d'utiliser de petites pesées ou turluttes en plomb. Ces initiatives réglementaires parallèles ont été réalisées en vertu de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada* et de la *Loi sur les parcs nationaux*, et ciblent les pesées et les turluttes en plomb de moins de 50 g.

Depuis la mise en œuvre de ces mesures réglementaires, le Service canadien de la faune (SCF) a continué d'évaluer les effets des pesées et des turluttes de plomb sur les oiseaux aquatiques en recueillant des données sur les cas de mortalité par suite d'ingestion de pesées de plomb. Le présent rapport met à jour l'information scientifique que renferme Scheuhammer et Norris (1995) et examine certaines mesures que le Canada et d'autres pays prennent pour gérer la question de l'ingestion de pesées de plomb et de l'intoxication des oiseaux sauvages.

1. La pêche récréative à la ligne au Canada

1.1 Estimation du nombre de personnes qui s'adonnent à la pêche récréative à la ligne au Canada

C'est surtout le ministère des Pêches et des Océans (MPO) du gouvernement fédéral, ainsi que ses équivalents provinciaux et territoriaux, qui gère la pêche récréative à la ligne au Canada. En 1975, ces organismes ont mené pour la première fois l'Enquête sur la pêche récréative au Canada. Cette enquête, coordonnée à l'échelle nationale, fournit des estimations du nombre total de pêcheurs sportifs à la ligne au Canada, du nombre de jours que les pêcheurs consacrent à cette activité dans les diverses régions et de l'importance sociale et économique de celle-ci partout au Canada. Cette enquête est effectuée tous les cinq ans.

En 1981, Environnement Canada, en collaboration avec les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, a commencé à effectuer l'Enquête sur la nature, appelée auparavant Enquête sur l'importance de la faune pour les Canadiens ou Enquête sur la faune, afin d'obtenir des renseignements sur l'intérêt des Canadiennes et des Canadiens pour les possibilités de loisirs qu'offrent les espèces sauvages et la nature (Filion et coll. 1993; DuWors et coll. 1999). À partir de l'enquête de 1991, Environnement Canada a intégré des questions sur la pratique de la pêche récréative à la ligne. Ensemble, les enquêtes du MPO et d'Environnement Canada fournissent des données sur la pêche récréative à la ligne partout au Canada, de 1975 à 1996. Ces enquêtes ne fournissent pas d'estimations sur la pêche à la ligne de subsistance.

Les enquêtes du MPO montrent que, de 1975 à 1995, le nombre de pêcheurs à la ligne ayant un permis variait au Canada entre 4,64 millions et 5,18 millions (MPO 1994, 1997, données inédites), tandis que les enquêtes d'Environnement Canada estiment le nombre de pêcheurs à la ligne à 5,4 millions en 1991 et à 4,2 millions en 1996 (Filion et coll. 1993; DuWors et coll. 1999) (tableau 1). Ces chiffres sont légèrement plus élevés que les estimations de Scheuhammer et Norris (1995), qui ne tenaient compte que des pêcheurs à la ligne adultes résidents et titulaires d'un permis. On estime cependant que le nombre de personnes sans permis, y compris les enfants et les adultes qui ne sont pas tenus de s'en procurer un, qui s'adonne aussi à la pêche récréative à la ligne au Canada oscille entre 1,06 million et 1,65 million. Les pêcheurs à la ligne sans permis représentent de 17 p. 100 à 26 p. 100 environ de tous les pêcheurs à la ligne (MPO 1994, 1997). Dans l'ensemble, 5,5 millions de personnes à peu près pratiquent la pêche au Canada chaque année, soit environ une Canadienne ou un Canadien sur cinq (MPO 1997; DuWors et coll. 1999).

1.2 Répartition géographique des pêcheurs sportifs à la ligne au Canada

La majorité des personnes qui pratiquent la pêche récréative à la ligne le font dans leur province ou territoire de résidence. Près des deux tiers de la pêche à la ligne récréative en eaux libres a lieu en Ontario et au Québec (fig. 1) (MPO 1997). Une petite proportion de Canadiennes et de Canadiens (10 p. 100 de tous les pêcheurs à la ligne) iront pêcher ailleurs que dans leur province ou territoire de résidence. De plus, le nombre de touristes, des États-Unis surtout, qui viennent au Canada chaque année pour pêcher est estimé à 800 000, ce qui représente 12 p. 100 environ de tous les pêcheurs à la ligne du Canada (Filion et coll. 1993; MPO 1994, 1997; DuWors et coll. 1999).

Le temps que chaque pêcheur consacre au total (pêche en eau douce et en eau salée) à cette activité varie considérablement selon les régions, allant de neuf jours par année au Yukon à 24 jours à Terre-Neuve (fig. 2). Les pêcheurs à la ligne réservent entre neuf jours (au Yukon) et 19 jours (en Nouvelle-Écosse) par année à la pêche en eau douce, c'est-à-dire en général plus qu'à la pêche en eau salée (MPO 1994). La pêche en eau douce représente 85 p. 100 de toute la pêche récréative à la ligne (61 millions de jours) au Canada, la plus grande partie de ces journées (55,5 millions) étant consacrée à la pêche en eaux libres (plutôt que sous la glace) (MPO 1997).

1.3 Pression qu'exerce la pêche à la ligne au Canada et aux États-Unis

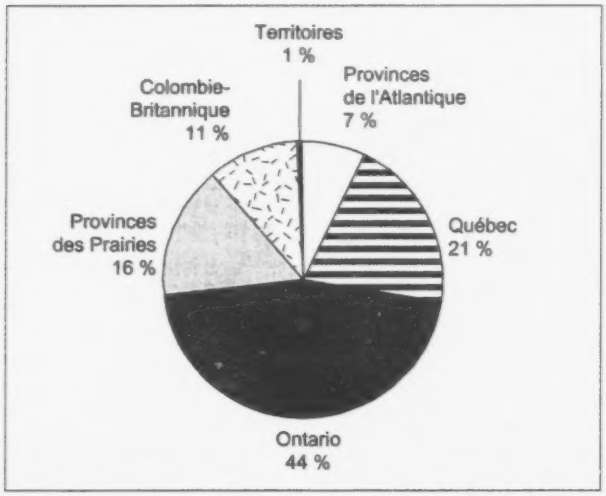
Nous avons calculé la pression qu'exerce la pêche à la ligne en déterminant le nombre total de journées consacrées à cette activité (pêche en eau douce et en eau salée) dans les diverses régions du Canada (d'après les résultats des enquêtes du MPO) et des États-Unis, puis en divisant ce nombre par la superficie de la région en question afin d'obtenir une estimation du nombre moyen de jours de pêche à la ligne par kilomètre carré par année. Dans l'ensemble, la pression s'accroît de l'ouest vers l'est et le centre de

Tableau 1
Pêcheurs sportifs à la ligne au Canada (adapté de Filion et coll. 1993; MPO 1994, 1997; DuWors et coll. 1999)

	Pêcheurs sportifs à la ligne au Canada (× 1 000 000)								
	Pêcheurs adultes détenteurs d'un permis				Enfants et autres pêcheurs sans permis				
Année	Résidents	Non-résidents	Non-résidents non-Canadiens	Total pêcheurs détenteurs d'un permis	Résidents	Non-résidents	Non-résidents non-Canadiens	Total pêcheurs sans permis	Nombre total de pêcheurs à la ligne au Canada
Enquêtes du MPO									
1975	3,70	0,98	N/D[a]	4,68	1,40	0,25	N/D	1,65	6,33
1980	4,20	0,97	N/D	5,17	0,85	0,21	N/D	1,06	6,23
1985	4,20	0,19	0,79	5,18	1,40	0,05	0,14	1,59	6,77
1990	4,00	0,19	0,77	4,96	N/D	N/D	N/D	N/D	4,96[b]
1995	3,68	0,20	0,76	4,64	N/D	N/D	N/D	N/D	4,64[b]
Moyenne	**3,96**	**0,51**	**0,77**	**4,93**	**1,22**	**0,17**	–	**1,43**	**5,79**
Enquête sur la faune de 1991	5,44		0,86	6,30	N/D	N/D	N/D	N/D	6,30
Enquête sur la nature de 1996	4,20		0,54	4,74	N/D	N/D	N/D	N/D	4,74
Moyenne	**4,82**		**0,70**	**5,52**	–	–	–	–	**5,52**

[a] N/D = données non disponibles.
[b] La source des données précise qu'il s'agit de valeurs minimales, compte tenu de l'impossibilité de déterminer le nombre de pêcheurs à la ligne sans permis.

Figure 1
Proportion du nombre total de jours consacrés à la pêche récréative en eaux libres dans les diverses régions du Canada (total = 55,5 millions de jours-pêcheurs par année)



l'Amérique du Nord, les niveaux les plus élevés étant ceux du Sud de l'Ontario et du Nord-Est des États-Unis.

1.3.1 Canada

En 1995, le MPO estimait que les 4,6 millions de pêcheurs à la ligne canadiens détenteurs d'un permis passaient 55,5 millions de jours à pêcher en eaux libres, soit, en moyenne, 12 jours chacun (MPO 1997). Le nombre de jours consacrés à la pêche sous la glace s'élevait, par ailleurs, à 5,5 millions, mais ces données n'entrent pas dans notre analyse de la pression exercée par la pêche à la ligne, parce que l'intoxication au plomb associée aux articles de pêche est surtout un phénomène des eaux libres. Les enquêtes du MPO ne fournissent pas de données sur la pêche à la ligne de subsistance.

Pour le présent rapport, en l'absence de données précises sur la superficie des lacs, des rivières, etc., nous avons utilisé la superficie totale des terres pour calculer la pression exercée par la pêche à la ligne. Nos estimations de cette pression ne coïncident donc peut-être pas avec les relevés des prises ou d'autres enquêtes locales sur la pêche à la ligne.

La pression signalée à l'échelle provinciale et territoriale oscille entre <1 pêcheur par jour au kilomètre carré dans les Territoires du Nord-Ouest et plus de 47 pêcheurs par jour au kilomètre carré à l'Île-du-Prince-Édouard (MPO 1997).

D'autres renseignements sur cette activité ont été tirés d'une enquête effectuée en 1991 en Ontario, qui estimait le nombre de jours de pêche à la ligne pour huit régions administratives (MRNO 1993) (fig. 3). Dans cette province, où a lieu 44 p. 100 environ de toute la pêche à la ligne au Canada, les régions méridionales subissaient la plus grande partie de la pression, celle-ci allant de 4,2 jours au kilomètre carré dans la région du Nord à plus de 230 jours au kilomètre carré par année dans la région du Centre. Il n'existe pas en ce moment de données infraprovinciales semblables pour d'autres régions du Canada.

1.3.2 États-Unis

En 1996, le nombre de personnes de 16 ans et plus s'étant adonné à la pêche récréative à la ligne (y compris sous la glace) aux États-Unis, et y ayant consacré plus de 625 millions de jours, soit 18 en moyenne chacune, est estimé à 35 millions (U.S. Department of the Interior 1997). Les estimations de la pression qu'exerce la pêche à la ligne dans les États des É.-U. sont beaucoup plus élevées que celles des provinces et des territoires canadiens, allant de 6,9 jours-pêcheurs au kilomètre carré au Nevada et au Montana à plus de 800 jours-pêcheurs au kilomètre carré au New Jersey (fig. 4). Le nombre de pêcheurs à la ligne aux États-Unis est resté stable entre 1991 et 1996, mais le nombre de jours de pêche à la ligne est passé de 511 millions à plus de 600 millions, ce qui a provoqué une augmentation importante de la pression dans certains États.

Figure 2
Estimation du nombre moyen de jours consacrés annuellement à la pêche par pêcheur, par province et à l'échelle nationale (données tirées de Filion et coll. 1993; MPO 1994, 1997; DuWors et coll. 1999)

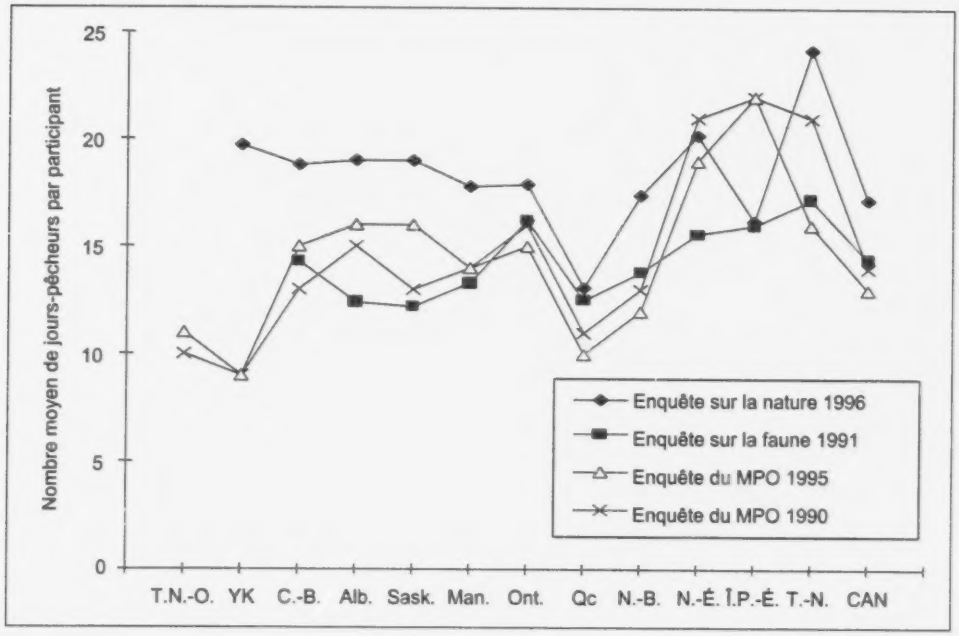


Figure 3
Estimation de la pression exercée par la pêche récréative à la ligne dans diverses régions de l'Ontario en 1991 (MRNO 1993)

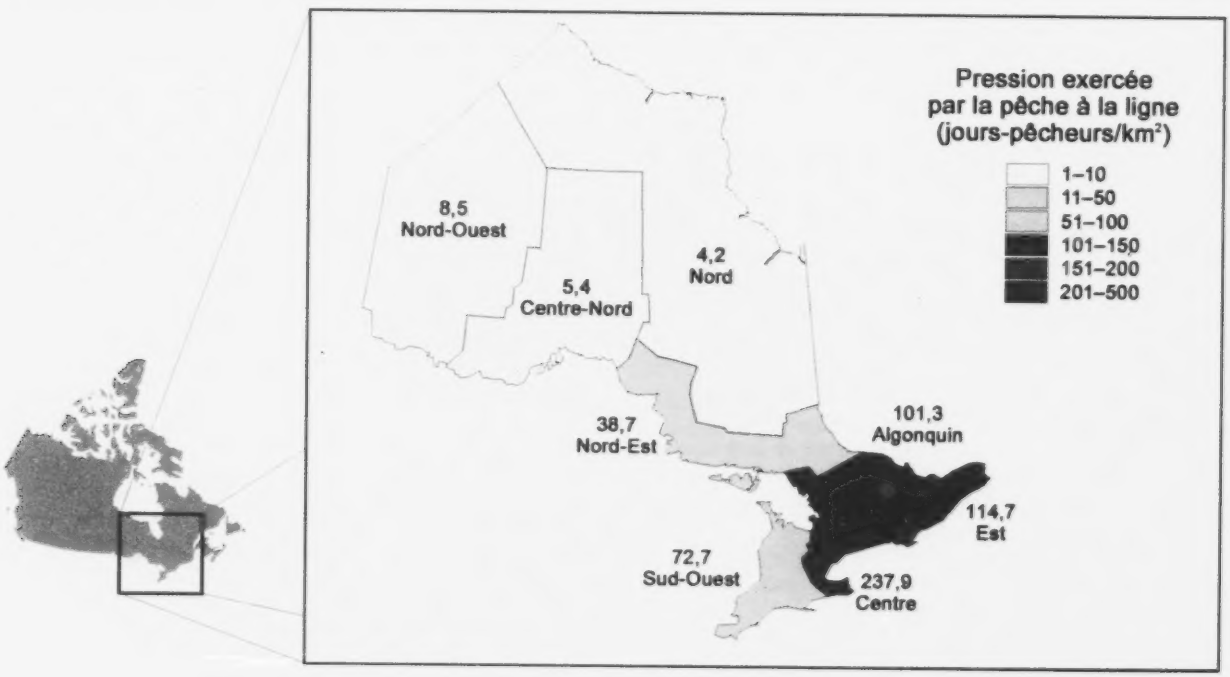


Figure 4
Pression exercée par la pêche récréative à la ligne par province au Canada, et par État aux États-Unis (données du MPO 1997; U.S. Department of the Interior 1997)

1.4 Sommaire

- En 1995, de 4 à 6 millions de pêcheurs à la ligne canadiens ont passé entre 50 et 60 millions de jours à pêcher en eaux libres, c'est-à-dire, en moyenne, entre 10 et 13 jours chacun par année.
- La pêche à la ligne en eau douce représente 85 p. 100 de toute la pêche récréative à la ligne au Canada; 65 p. 100 de cette activité s'effectue en Ontario et au Québec.
- La pression qu'exerce la pêche à la ligne au Canada oscille entre <1 jour-pêcheur et 47 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle provinciale et territoriale, et atteint plus de 230 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle régionale dans le centre de l'Ontario.
- En 1996, 35 millions de pêcheurs à la ligne américains ont passé 625 millions de jours à pêcher en eaux libres, ce qui représente à peu près 18 jours par pêcheur.
- La pression moyenne qu'exerce la pêche à la ligne est plus grande aux États-Unis qu'au Canada et va de 7 jours-pêcheurs à plus de 800 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle des États.

2. Estimation de l'ampleur de l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb

2.1 Demande sur le marché

En 1995, les pêcheurs à ligne canadiens ont consacré 2,5 milliards de dollars, soit en moyenne 533 $ environ chacun, à l'achat de biens et de services directement reliés à la pêche récréative (MPO 1997); il s'agit d'une estimation légèrement plus élevée que celles de l'Enquête sur la faune de 1991 (Filion et coll. 1993) et de Scheuhammer et Norris (1995). La majorité de ces dépenses (plus de 80 %) ont été effectuées pour l'alimentation, l'hébergement et le transport, et les voyages. Les fournitures de pêche, y compris les appâts, les lignes et les articles de pêche, représentaient 8 p. 100 (194 millions de dollars) des dépenses des pêcheurs à la ligne (fig. 5), c'est-à-dire environ 42 $ par année par pêcheur résident (MPO 1997). En nous servant du nombre estimé de pêcheurs au Canada (5,5 millions) et de l'estimation des dépenses annuelles moyennes de chaque pêcheur pour les pesées dérivée par Scheuhammer et Norris (1995) (3,25 $ par année), nous estimons à 17,9 millions de dollars environ le montant que les pêcheurs à la ligne canadiens affectent chaque année à l'achat de pesées. À l'aide du prix de détail moyen des pesées (0,032 $ le gramme de plomb), nous pouvons estimer la masse de plomb vendue sous cette forme chaque année au Canada à environ 559 tonnes. Une quantité supplémentaire indéterminée de plomb est vendue sous forme de turluttes. La plus grande partie de ce plomb est destinée à être rejetée dans le milieu naturel, sans qu'il soit, à toutes fins utiles, possible de la récupérer ou de la recycler.

Des règlements interdisant l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux sont entrés en vigueur en 1997. On estime que ces règlements touchent environ 50 000 pêcheurs à la ligne et réduisent l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb d'environ quatre à cinq tonnes par année. Les initiatives locales de sensibilisation, y compris les programmes de collecte et d'échange, associées à des activités visant à renseigner les pêcheurs sur les dangers que les pesées et les turluttes de plomb font courir à la faune, ont contribué à réduire la demande pour le plomb dans certaines régions (p. ex. Fonds d'assainissement des Grands Lacs 2000, 1995). Cependant, ces efforts réunis n'ont permis de réduire que de 1 p. 100 environ l'achat et l'utilisation annuels estimés des pesées et des turluttes en plomb (fig. 6). Les pêcheurs sportifs continuent d'acheter plus de 500 tonnes de plomb chaque année sous forme de pesées et de turluttes.

Figure 5
Estimation de la ventilation du budget annuel d'environ 600 $ du pêcheur à la ligne canadien moyen (MPO 1997)

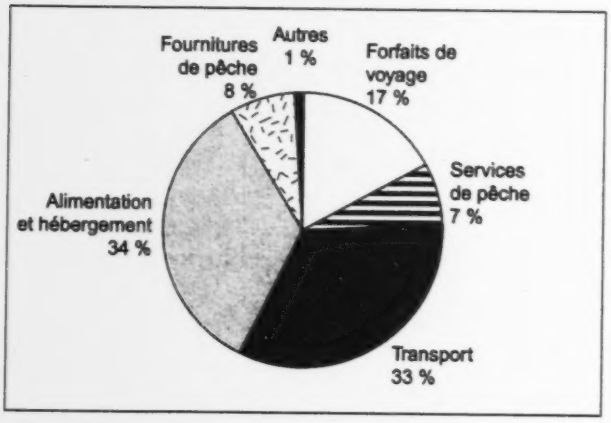
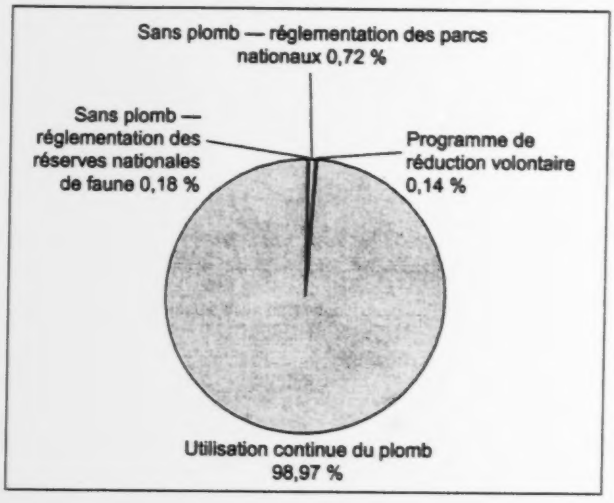


Figure 6
Estimation de l'utilisation des pesées et des turluttes de plomb par rapport aux pesées et aux turluttes sans plomb, à l'heure actuelle, au Canada



Par comparaison, aux États-Unis, les pêcheurs à la ligne ont dépensé en 1996 37,8 milliards de dollars US, ou environ 1 100 $US chacun, pour l'achat de biens et de

services directement reliés à la pêche (U.S. Department of the Interior 1997). Plus de 70 p. 100 de cette somme a été consacrée à l'alimentation, à l'hébergement, au transport et à de l'équipement spécialisé. Le matériel, notamment les hameçons, les pesées, les émerillons et les autres articles fixés à la ligne, à l'exclusion des leurres et des appâts, représentait 1 p. 100 (376 millions de dollars US) des dépenses des pêcheurs à la ligne, soit environ 11 $US par pêcheur par année. À partir du nombre estimé de pêcheurs à la ligne aux États-Unis (35 millions) et de l'estimation que fait la Environmental Protection Agency des É.-U. (EPA) des dépenses annuelles moyennes par pêcheur pour les pesées (2,50 $US par année), nous estimons que les pêcheurs à la ligne des É.-U. dépensent environ 87,5 millions de dollars chaque année pour l'achat de pesées de plomb. Si nous supposons que le prix de détail moyen des poids est semblable à celui qu'ont établi Scheuhammer et Norris (1995) pour le Canada (0,032 $ le gramme de plomb) et en convertissant en devises américaines (0,022 $US le gramme de plomb), nous concluons que la masse de plomb vendue sous forme de pesées chaque année aux États-Unis est d'environ 3 977 tonnes.

2.2 Importation de pesées et de turluttes en plomb

Scheuhammer et Norris (1995) ont obtenu de la Division du commerce international de Statistique Canada des estimations du volume des importations de « plombs pour sportifs » pour la période allant de 1988 à 1994. Pour le présent rapport, nous avons demandé des renseignements pour 1988 à 1998. La catégorie « plombs pour sportifs » comprend toutes les formes et tailles de petites pesées utilisées pour la pêche récréative à la ligne au Canada. Elle n'inclut pas les turluttes, si bien que les importations de turluttes de plomb s'ajoutent aux chiffres présentés ci-dessous. Les rapports ne précisent pas s'il s'agit de produits « en plomb » ou « sans plomb », si bien que certaines importations ne contiennent peut-être pas de plomb, surtout les dernières années, compte tenu des règlements interdisant l'utilisation de produits en plomb pris aux États-Unis, en Grande-Bretagne et au Canada. Cependant, vu l'absence de réglementation à grande échelle en Amérique du Nord et la présence relativement limitée de produits sans plomb sur le marché du détail, il est probable que le plomb sert toujours à la fabrication de la vaste majorité des produits importés.

Entre 1988 et 1998, la valeur en gros des pesées importées a varié entre 0,42 million de dollars, en 1990, et 3,18 millions de dollars en 1995 (Statistique Canada 1999). Les importations annuelles de ces produits ont connu une augmentation considérable à partir de 1995. Avant 1995, la valeur des importations annuelles de pesées était estimée à 0,60 million de dollars. De 1995 à 1998, la valeur moyenne estimée des importations est passée à 2,67 millions de dollars par année. Si nous admettons que la valeur des pesées sur le marché du gros est de 0,027 $/g de plomb (Scheuhammer et Norris 1995), ces valeurs se traduisent en 22,40 tonnes de plomb sous forme de pesées, chaque année, avant 1995, et en 98,91 tonnes chaque année après 1995 (fig. 7).

Le Canada a importé des pesées de plomb de 20 différents pays entre 1988 et 1998. La plupart des pesées (65 p. 100) importées depuis 1993 viennent d'Europe, en particulier d'Irlande, de Finlande et du Royaume-Uni (fig. 8).

Figure 7
Estimation du poids des pesées importées chaque année au Canada des principales régions géographiques (les importations d'Afrique, du Mexique et de l'Amérique centrale sont négligeables : ensemble, elles totalisent moins d'une tonne pour la décennie)

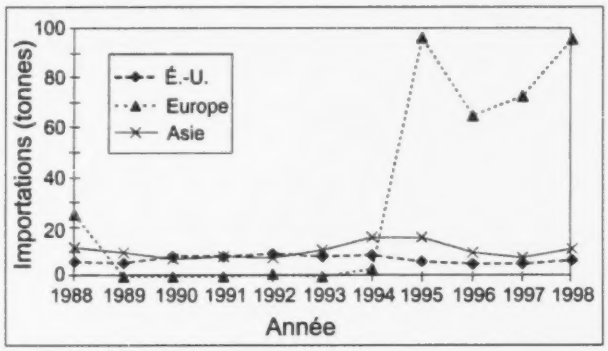
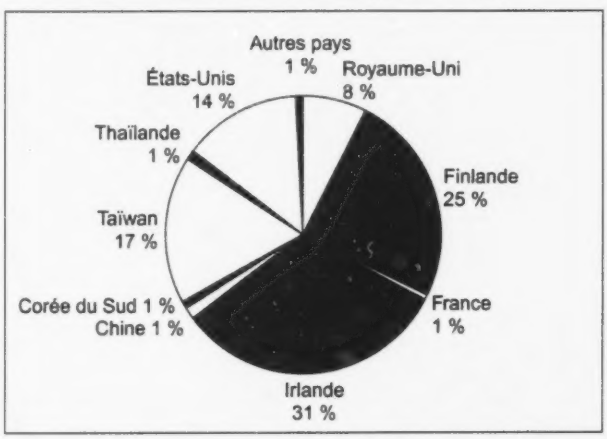


Figure 8
Proportions des importations totales de pesées (1988–1998) provenant de diverses régions du monde (données de Statistique Canada 1999)



On estime que les producteurs asiatiques et américains ont fourni, respectivement, 20 p. 100 et 14 p. 100 de toutes les pesées importées au Canada. Combinées, les importations sporadiques d'autres pays (le Mexique, le Costa Rica, El Salvador, la Suède, l'Italie, l'Allemagne, la Hongrie, l'Égypte, le Kenya, le Japon et Hong Kong) équivalent à 1 p. 100 de la valeur marchande totale des importations du Canada pendant cette période. Les importations européennes, surtout du Royaume-Uni et de la Finlande, ont atteint leur sommet en 1995 (fig. 7). Les importations annuelles d'Irlande ont continué à augmenter depuis 1995 et représentaient 70 p. 100 (80 tonnes) des importations canadiennes totales en 1998. Les raisons expliquant l'évolution des tendances en matière d'importation de pesées au Canada n'ont pas été examinées.

2.3 Production canadienne de pesées et de turluttes en plomb

La production canadienne annuelle de pesées de plomb a déjà été estimée à une quarantaine de tonnes environ (Scheuhammer et Norris 1995), une quantité supplémentaire indéterminée de plomb entrant dans la production de turluttes à tête plombée. En nous fondant sur une correspondance

limitée avec certaines entreprises canadiennes, nous estimons que la production nationale de pesées de plomb n'a pas beaucoup changé ces dernières années. Toutefois, certaines entreprises qui, auparavant, ne produisaient que des articles de pêche en plomb offrent maintenant aussi des pesées et des turluttes sans plomb. Certaines de ces entreprises fabriquent maintenant des produits de rechange destinés à la vente et ont participé à des programmes d'échange de pesées au Canada et aux États-Unis.

Avant 1995, on estimait que les importations de pesées de plomb représentaient une proportion relativement faible (moins de 5 p. 100) de la demande totale du marché (Scheuhammer et Norris 1995). Vu l'augmentation spectaculaire des importations qui a débuté en 1995, on estime que, dans le marché actuel, la part des produits importés atteint 18 p. 100, ce qui représente près de 100 tonnes par année. Le reste des produits utilisés au Canada (environ 400 tonnes) doit provenir de la fabrication domestique et de petites entreprises qui les vendent par la suite à des pêcheurs, à des distributeurs et à des détaillants. Bien que nous n'ayons pas de renseignements directs sur la production domestique de pesées au Canada, nous croyons à l'existence de ce secteur d'activité, parce que le total estimé des pesées achetées au Canada est beaucoup plus élevé que le total estimé des importations et de la production au pays par des entreprises relativement grandes (fig. 9).

Aux États-Unis, on estime à 480 millions le nombre de pesées de plomb (de 2 500 à 2 600 tonnes) vendues annuellement (US EPA 1994; Nussman 1994). La production annuelle de pesées au Canada, par moins d'une dizaine de grandes entreprises, est estimée à 1 500 tonnes à peu près. Les importations de pesées ne comptent en moyenne que pour 320 tonnes sur le marché, tandis que la fabrication domestique pour la vente au détail et l'utilisation personnelle représente environ 875 tonnes (Nussman 1994) (fig. 10).

2.4 Estimation des rejets annuels de plomb dans le milieu naturel résultant de la perte de pesées et de turluttes

Les pesées et les turluttes peuvent tomber accidentellement à l'eau ou être perdues si l'hameçon ou la ligne s'emmêle et que la ligne casse ou est coupée. Sur le plan géographique, le rejet de plomb dans l'environnement sous forme de pesées et de turluttes est concentré dans les régions où la pression exercée par la pêche à la ligne est la plus forte. Nous supposons que la plupart des pesées achetées chaque année sont destinées à remplacer celles qui ont été perdues pendant la pêche, si bien qu'il est possible de mesurer l'ampleur des rejets de plomb en examinant la production et les ventes annuelles. Les questionnaires à l'intention des pêcheurs peuvent fournir d'autres renseignements utiles.

Pendant les étés de 1996 et de 1997, les chercheurs de la University of Arizona ont interviewé plus de 850 pêcheurs de 12 États américains où des enquêtes antérieures avaient révélé que l'exposition au plomb et la mortalité provoquées par les pesées et les turluttes étaient élevées chez les plongeons, ou encore, où la pêche à la ligne exerçait une forte pression (Duerr 1999). Les chercheurs ont demandé aux pêcheurs combien de temps ils avaient consacré à la pêche le jour de l'enquête et s'ils avaient perdu des articles de pêche ce jour-là. Pour toutes les enquêtes combinées, les pêcheurs ont dit avoir perdu chacun, en moyenne, 0,18 pesée à l'heure,

Figure 9
Sources des articles de pêche en plomb formant le marché des pesées au Canada, 1995–1998

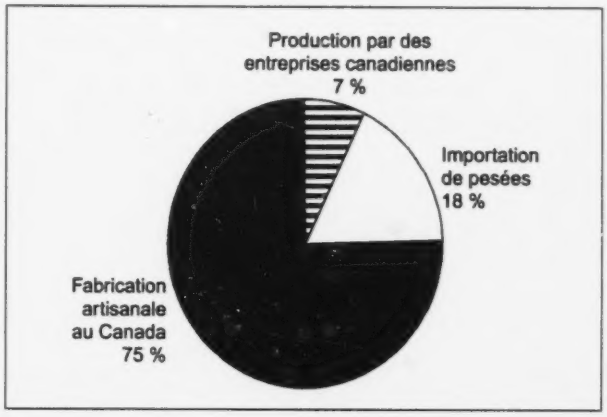
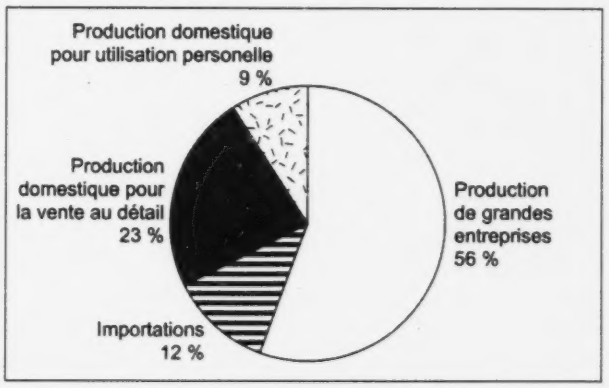


Figure 10
Sources des articles de pêche en plomb formant le marché des pesées aux É.-U., d'après les estimations de 1994 (volume total des ventes ~2 600 tonnes) (Nussman 1994)



0,14 morceau de ligne à l'heure et 0,23 hameçon et leurre à l'heure. Deux pour cent environ des pêcheurs à la ligne (16 sur 859) ont mentionné avoir remis à l'eau ou perdu du poisson auquel était fixé du matériel de pêche. À ce rythme, chaque pêcheur aurait perdu environ une pesée aux six heures de pêche. Les pêcheurs à la ligne britanniques ont de même dit avoir perdu ou jeté en moyenne deux ou trois pesées par jour de pêche (Bell et coll. 1985). Selon une autre étude effectuée en 1986 aux États-Unis, pour chaque plomb fendu utilisé, il y en a de quatre à six qui se répandent et sont perdus (Lichvar 1994). Les plombs fendus représentent près de la moitié de la production totale de pesées aux É.-U. (US EPA 1994). À notre connaissance, il n'y a pas au Canada d'enquête visant à déterminer les taux de perte des pesées, mais il est raisonnable de tenir pour acquis que les taux des pêcheurs à la ligne canadiens sont semblables à ceux dont il est fait état aux États-Unis, soit environ une pesée par pêcheur à la ligne par jour de pêche. Ce sont donc 66 millions de pesées environ qui sont perdues chaque année au Canada. D'après les estimations des dépenses annuelles des pêcheurs faites par l'EPA (US EPA 1994) et Scheuhammer et Norris (1995), le pêcheur moyen achète quelque 14 pesées par année, c'est-à-dire une par jour de pêche, soit un nombre comparable à celui qui est estimé pour les pesées

Tableau 2
Études faisant état de la densité des pesées perdues ou jetées

Pays/État	Lieu	Substrat	Pesées/turluttes au m^2	Référence
Royaume-Uni				
	Tamise	Sédiments (<1 m) Rives	0,9–6,2 1,0–16,3	Sears 1988
	Étang Woodstock	Plates-formes de pêche	105,2	Bell et coll.. 1985
	Lac Llandindod Wells	Rivages Île	14,2 21,2	Forbes 1986
	Pays de Galles du Sud	Rives et pêche intensive pêche modérée peu de pêche	 189,7 53,6 24,0	Cryer et coll. 1987
États-Unis				
Arizona	Arkansas Nuclear, Pope	Rivage	0,07 PI[a]	Duerr 1999
Floride	One Canaveral, Brevard	Rivage	0 BP	Duerr 1999
Floride	Refuge de l'île Merritt, Brevard/Volusa	Rivage	0,02 PI 0 OT[b]	Duerr 1999
Idaho	Henry's Fork, Fremont	Rivage	0,08 PI 0,01 AU	Duerr 1999
New Hampshire/ Maine	Lac Umbagog, Coos, New Hampshire/Oxford, Maine	Rivage Fond d'un lac Plongée	0,05 PI 0,004 0,0 AU – 0,13 PI	Duerr 1999
Maine	Refuge du lac Rangeley, Oxford/Franklin, Maine	Fond d'un lac Plongée	0–0,008 BP/AU 0,4 AU – 0,0 BP	Duerr 1999
Michigan	Refuge Seney, Schoolcraft	Rivage	0 PI 0,002 AU	Duerr 1999
Caroline du Nord	Rivière Snake, Mattamuskeet, Hyde	Rivage	0,01 PI 0,004 AU	Duerr 1999
Caroline du Nord	Lac Pungo, refuge des lacs Pososin, Hyde/Washington	Rivage	0 PI 0,003 AU	Duerr 1999
Caroline du Nord	Lac Ruby, refuge Pine	Rivage	0,47 PI 0,01 AU	Duerr 1999
Wisconsin	Turtle Flambeau, Flowage Iron	Rivage	0,0003 AU	Duerr 1999
Vermont	Missisquoi, Franklin	Rivage	0,1 PI 0 AU	Duerr 1999

[a] PI = pêche intensive (région où l'on sait que la pression exercée par la pêche à la ligne est forte).
[b] AU = autres (régions qui ne sont pas soumises à une forte pression).

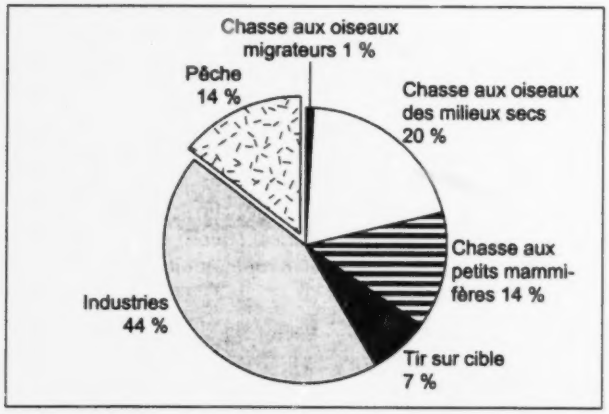
perdues. Ces études montrent que les pesées achetées servent surtout à remplacer celles qui sont perdues.

Dans un rapport produit en 1999 sur une évaluation du plomb, la Minnesota Pollution Control Agency estime à 49 tonnes la quantité de plomb utilisée chaque année pour la pêche au Minnesota; ce rapport ne contenait toutefois pas de données sur la proportion de ce plomb perdue annuellement dans les lacs (Nankivel 1999). Une étude réalisée par le ministère de la conservation de la Nouvelle-Zélande mentionne que les magasins de détail de la région du lac Taupo ont vendu quatre tonnes environ de matériel pour la pêche en plomb en douze mois, ce qui donne une idée des pertes annuelles dans cette région de la Nouvelle-Zélande. Les enquêtes sur les incidences de la pollution par le plomb dans cette région se poursuivent (Royal Forest and Bird Protection Society 1999). De même, dans les régions du Canada où la pression exercée par la pêche à la ligne est forte, la contamination locale par le plomb résultant de la perte des pesées est probablement élevée.

Au Royaume-Uni et aux États-Unis, des chercheurs ont estimé la densité locale des pesées et des turluttes en plomb perdues ou jetées en inspectant visuellement des sols et des sédiments (Bell et coll. 1985; Forbes 1986; Sears 1988), en criblant par voie humide des échantillons de sédiments (Cryer et coll. 1987), en faisant sécher des sédiments et en les triant à la main (Bell et coll. 1985) ou en se servant de la radiographie (Sears 1988). Plus récemment, Duerr et DeStefano (1999) ont décrit l'utilisation d'un détecteur de métal pour estimer la densité des pesées sur les rivages, dans les sédiments peu profonds et au fond des lacs. La densité des pesées de plomb dans le sol et les sédiments des rivages variait aux É.-U. entre 0 et 0,01 pesée au mètre carré, dans les régions où la pression exercée par la pêche à la ligne est faible, et 0,47 pesée au mètre carré dans les régions où cette pression est élevée (Duerr 1999). Les enquêtes effectuées au Royaume-Uni concluent qu'il y a plus de pesées qu'aux États-Unis, leur nombre oscillant entre 0,9 à 16 au mètre carré dans les sédiments et sur les rives de la Tamise (Sears 1988) et 24 à 190 au mètre carré de rivage dans le Pays de Galles du Sud (Cryer et coll. 1987). Les résultats de ces études sont résumés au tableau 2.

En 1996, l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) a estimé à 1 699 tonnes la quantité de plomb rejetée dans l'environnement au Canada par le secteur industriel (INRP 1996). Quatre-vingt-quinze pour cent de ces rejets provenaient des secteurs de l'extraction et de la fusion des métaux de première fusion. Les rejets dans l'air et dans l'eau par le secteur minier ont beaucoup diminué depuis le début des années 1990, et on s'attend à ce que cette diminution se poursuive. Les rejets de plomb provenant de la grenaille des cartouches utilisées et de pesées et de turluttes perdues ne sont en général pas officiellement déclarés parmi les rejets de plomb dans l'environnement dans un contexte comme celui de l'INRP; le rôle relatif de ces sources dans l'ensemble des

Figure 11
Estimation des rejets dans l'environnement, au Canada, de plomb provenant de la pêche récréative à la ligne et d'autres sources (total des rejets estimé à ~3 800 tonnes/année)



rejets de plomb dans l'environnement n'est par conséquent pas en général pris en compte.

Scheuhammer et Norris (1995) ont estimé à environ 2 400 tonnes la quantité de plomb que les cartouches à grenaille de plomb et la pratique du tir rejetaient chaque année dans l'environnement au Canada avant que des mesures réglementaires ne soient prises au début des années 1990. En septembre 1999, l'utilisation de la grenaille de plomb a été interdite pour la chasse à la plupart des oiseaux migrateurs considérés comme gibier dans toutes les régions du Canada, ce qui a probablement éliminé les rejets de plomb provoqués auparavant par la chasse à la sauvagine (*Gazette du Canada* 1997a). De plus, l'utilisation de la grenaille a été interdite pour toute la chasse effectuée dans les réserves nationales de faune (*Gazette du Canada* 1996). Cette réglementation devrait réduire d'environ 800 tonnes par année la quantité de plomb rejetée dans l'environnement par la chasse. Compte tenu de ces restrictions et de la diminution constante des rejets industriels de plomb, la pêche récréative à la ligne représente une proportion croissante (jusqu'à 14 p. 100, ou 559 tonnes) de la quantité totale de plomb libéré chaque année dans l'environnement (fig. 11).

2.5 Résumé

- On estime à 17,9 millions de dollars la somme que les pêcheurs à la ligne canadiens consacrent chaque année à l'achat de plus de 500 tonnes de plomb sous forme de pesées pour la pêche. Une quantité supplémentaire indéterminée de plomb est vendue sous forme de turluttes.
- Les règlements interdisant depuis 1997 l'utilisation des pesées et des turluttes de plomb dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux, ainsi que les activités locales de sensibilisation, ont touché environ 1 p. 100 des pêcheurs et réduit d'à peu près cinq tonnes par année la demande pour les pesées et les turluttes de plomb.
- La production canadienne et l'importation de pesées au Canada ont totalisé en moyenne 140 tonnes par année entre 1995 et 1998. Le reste des pesées vendues au Canada (environ 400 tonnes) provient vraisemblablement de la fabrication domestique et d'autres activités de production à petite échelle.
- L'utilisation annuelle du plomb pour les pesées a été estimée aux É.-U. à 2 500 à 2 600 tonnes, la production domestique employant 875 tonnes (soit 32 p. 100) de ce métal.
- Il arrive que les pesées et les turluttes de plomb soient accidentellement échappées dans l'eau ou perdues si l'hameçon ou la ligne s'emmêle et que la ligne casse ou est coupée.
- On estime que les pêcheurs américains perdent en moyenne une pesée aux six heures de pêche. Les habitudes et les méthodes de pêche à la ligne étant semblables au Canada et aux États-Unis, nous tenons pour acquis que les pêcheurs à la ligne canadiens perdent leurs pesées à un rythme similaire.
- Au Canada, les pesées et les turluttes perdues ou jetées introduisent 500 tonnes à peu près de plomb métallique dans le milieu naturel chaque année et représentent jusqu'à 14 p. 100 de tous les rejets de plomb.

3. Ingestion de pesées de plomb et empoisonnement de la faune

3.1 Empoisonnement de la faune par le plomb

L'exposition au plomb et la toxicose due au plomb chez les espèces sauvages sont traditionnellement associées surtout à l'ingestion de la grenaille des cartouches de fusil utilisées et à la proximité de routes très fréquentées (à cause du plomb de l'essence), aux activités d'extraction, de fusion et de raffinage des métaux usuels et à l'utilisation de pesticides à l'arséniate de plomb dans les régions agricoles (Eisler 1988). Récemment, l'empoisonnement au plomb – surtout du Plongeon huard en Amérique du Nord (Pokras et coll. 1993; Scheuhammer et Norris 1995) et des cygnes en Grande-Bretagne (O'Halloran et coll. 1988; Sears et coll. 1989) – a été associé à l'ingestion de poids ou de turluttes en plomb.

Les pesées et les turluttes ingérées peuvent se loger dans le gésier, où le plomb métallique est oxydé, et où l'action de broyage et l'acidité du système digestif supérieur libèrent du plomb ionique. L'ingestion d'une seule pesée de plomb ou d'une seule turlutte à tête plombée, qui peut représenter plusieurs grammes de plomb, suffit à exposer un plongeon ou un autre oiseau à une dose mortelle de ce métal (Pokras et coll. 1993). Dans ces cas de décès par intoxication aiguë au plomb, les cadavres peuvent sembler en bon état (Pokras et coll. 1993).

Les Plongeons huards ayant ingéré des pesées de plomb présentent différents résultats à l'autopsie, aucune conclusion en particulier ne prédominant (Pokras et coll. 1993). Bien qu'une distension de l'estomac glandulaire, des taches de bile sur la paroi qui tapisse le gésier et des taches vertes sur les plumes du cloaque soient fréquemment observées chez les oiseaux aquatiques empoisonnés au plomb provenant de grenaille (Friend 1985), ces signes ne sont pas souvent présents chez les plongeons ayant avalé des pesées de plomb (Pokras et coll. 1993). L'absence de ces signes et le bon état physique général des plongeons trouvés semblent indiquer que la mort s'est produite assez rapidement, par suite d'un empoisonnement aigu au plomb.

Les cadavres en mauvais état de quatre plongeons ayant ingéré de petites pesées de plomb et dont la concentration de plomb dans les reins était compatible avec un empoisonnement au plomb ont été trouvés au Canada atlantique (Daoust et coll. 1998). Le gésier de deux de ces oiseaux présentait des lésions traumatiques chroniques provoquées par la pénétration d'un hameçon. Dans ces cas, on a conclu que l'exposition au plomb et le trauma causé par la pénétration de l'hameçon avaient tous deux joué un rôle dans la détérioration de l'état physique.

Il est possible de diagnostiquer l'ingestion de grenaille ou de pesées de plomb chez les oiseaux sauvages par un examen radiographique ou radioscopique du gésier ou en déterminant la concentration de plomb dans certains tissus, en général le foie ou les reins et, quelquefois, le sang. La concentration de plomb dans le sang des Plongeons huards n'ayant pas avalé de pesées de plomb est généralement inférieure à 0,1 µg/ml. Chez les plongeons dont on sait de façon certaine qu'ils ont avalé des pesées de plomb, la concentration est très élevée (tableau 3) et associée à l'inhibition de l'activité de l'acide aminolévulinique déhydratase.

Bien que les concentrations de plomb dans le foie, les reins et le tissu osseux de la plupart des espèces sauvages qui n'ont pas avalé de grenaille ni de pesées soient en général inférieures à 5 µg/g en poids sec, la concentration dans les tissus de Plongeons huards dont on sait de façon certaine qu'ils ont ingéré des pesées ou des turluttes de plomb atteint 142 µg/g (poids sec) dans le foie et 726 µg/g (poids sec) dans les reins (tableau 3). Des résultats semblables sont signalés aux États-Unis. Dans quelques cas, une forte exposition au plomb a été constatée pour des individus chez qui rien n'indiquait au moment de l'examen la présence dans le gésier d'une pesée ou d'une turlutte en plomb, mais la chose est inhabituelle (Franson et Cliplef 1993; Pokras et coll. 1993; Scheuhammer et Norris 1995). Les observations recueillies jusqu'à maintenant indiquent que l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb est la seule cause importante de la forte exposition au plomb et de l'intoxication par le plomb chez le Plongeon huard.

3.2 Cas d'ingestion de poids et de turlutte en plomb par la faune

En Amérique du Nord, Locke et Young (1973) et Locke et coll. (1982) sont parmi les premiers à avoir fait état d'empoisonnements au plomb dus à l'ingestion de pesées (respectivement, un Cygne siffleur *Olor columbianus* et trois Plongeons huards). Au début des années 1990, les chercheurs avaient établi des réseaux de biologistes de la faune, de responsables du rétablissement d'espèces sauvages et de vétérinaires qui signalent les cas d'empoisonnement au plomb d'animaux sauvages associés à l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb.

Tableau 3
Résumé des concentrations de plomb dans les tissus de Plongeons huards, qu'ils aient ou non des articles de plomb dans leur système digestif

	Concentration dans les tissus (µg/g en poids sec, à l'exception du sang, µg/mL)				
	Sang	Foie	Reins	Os (rayon)	Source[a]
Sans article de plomb dans le gésier					
Canada	S.O.	<5 (n = 28)	<5 (n = 28)	<5 (n = 28)	1
É.-U.	0,01–0,05 (n = 16)	0,2–0,44 moyenne 0,24 (n = 10)	NA	NA	2
Avec article de plomb dans le gésier					
Canada	S.O.	17–142 moyenne 59,2 (n = 12)	18,6–727 moyenne 218 (n = 25)	2,7–11 moyenne 5,7 (n = 8)	1, 3, 4
É.-U.	0,78, 2,03 (n = 2)	20–72 moyenne 46 (n = 4)	S.O.	S.O.	2

[a] Tiré des sources suivantes :
1. A. Scheuhammer, Service canadien de la faune, Centre national de la recherche faunique, Carleton University, chemin Raven, Ottawa (Ontario), données inédites, 1999.
2. Pokras et coll. (1992).
3. D. Campbell, Collège vétérinaire de l'Ontario, University of Guelph, Guelph (Ontario), données inédites, 1999.
4. P.-Y. Daoust, Collège vétérinaire de l'Atlantique, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), données inédites, 1999.

Scheuhammer et Norris (1995) ont résumé 46 décès d'espèces sauvages appartenant à huit espèces, y compris des plongeons et diverses espèces de sauvagine et de rapaces, survenus au Canada à la suite de l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb. Depuis 1995, au moins 26 cas supplémentaires ont été signalés, dont certains touchent deux nouvelles espèces : le Goéland argenté *Larus argentatus* et la chélydre serpentine *Chelydra serpentina* (tableau 4). Bien que les pesées de plomb n'aient pas été directement impliquées dans sa mort, un oiseau de l'Ouest du Canada appartenant à une espèce en voie de disparition, la Grue blanche *Grus americana*, avait un niveau élevé de plomb dans le sang, les reins et le foie et a peut-être ingéré une pesée de plomb (Snyder et coll. 1991). Il a été établi que l'ingestion de grenaille et de pesées de plomb nuit beaucoup aux efforts de réintroduction du Cygne trompette *Cygnus buccinator* en Ontario (Hunter 1995). Les analyses radiographiques ont également révélé la présence de pesées de plomb dans des cadavres de Grands Hérons *Ardea herodias*, de Cormorans à aigrettes *Phalacrocorax auritus* et de Hérons verts *Butorides virescens*, de même que dans des cadavres d'espèces non identifiées de goélands et de cygnes soumis à un responsable du rétablissement de la faune dans le Sud de l'Ontario (Twiss et Thomas 1998). À peu près toutes les espèces d'oiseaux ichtyophages, ainsi que les espèces qui se nourrissent dans les sols et les sédiments des rivages, risquent l'empoisonnement par le plomb pour avoir avalé par inadvertance des pesées perdues ou jetées.

Aux États-Unis, Perry (1994) a compilé plus de 300 cas d'ingestion de pesées par plus d'une vingtaine d'espèces sauvages, notamment des plongeons, des cygnes, des canards, des oies, des grues, des pélicans et des cormorans. On s'est aussi rendu compte récemment que deux espèces de tortues avalent des pesées de plomb. Les chercheurs américains ont maintenant recueilli des données sur l'ingestion de pesées et de turluttes par au moins 371 individus appartenant à 23 espèces sauvages (tableau 5).

3.3 Pesées de plomb ingérées par la faune : types et dimensions

Les pesées utilisées en général pour la pêche à la ligne en eau douce pèsent de 0,3 g à 230 g et leur longueur et diamètre varient entre 2 mm et 8 cm à peu près (Scheuhammer et Norris 1995). Ce sont les poids de moins de 50 g et de moins de 2 cm de longueur ou de diamètre qui sont en général ingérés par la faune (Scheuhammer et Norris 1995), mais les gros oiseaux aquatiques, comme les pélicans, peuvent avaler des pesées de plus grandes dimensions (C. Franson, U.S. Geological Survey, commun. pers.).

Parmi les Plongeons huards recueillis au Canada et pour lesquels la forme exacte de la pesée ingérée a été précisée, 77,5 p. 100 (31 sur 40) ont avalé des pesées de plomb et 15 p. 100, des turluttes à tête plombée; 7,5 p. 100 ont ingéré les deux.

Dans le Sud de l'Ontario, les pesées retirées de Plongeons huards vont du plomb fendu de 2 g (4 mm²) à la pesée de fabrication domestique de 20 g (5 mm × 22 mm) (K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, commun. pers.). En Nouvelle-Angleterre, des pesées de 0,6 mm à 38 mm, dont certaines pesaient 23 g ont été retirées de plongeons (M. Pokras, Tufts School of Veterinary Medicine, commun. pers.).

Dans le tiers au moins de tous les cas où des plongeons avaient ingéré des pesées en Ontario et en Nouvelle-Angleterre, d'autres articles de pêche, comme des hameçons, des lignes, etc. étaient également présents (K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, commun. pers.; M. Pokras, Tufts School of Veterinary Medicine, commun. pers.). De petits cailloux sont souvent associés aux deux autres tiers de cas d'ingestion, ce qui signifie que les oiseaux ont pu trouver les pesées au fond de l'eau pendant qu'ils cherchaient du gravier. Franson et coll. (2001) signalent que de petites pierres (de 2,4 mm à 9,5 mm) faisaient partie du contenu stomacal de 78 p. 100 des Plongeons huards trouvés morts en Nouvelle-Angleterre et dans le Sud-Est des États-Unis; ces données indiquent

Tableau 4
Espèces sauvages ayant ingéré des pesées ou des turluttes en plomb, au Canada (1964–1999)

Espèce	n	Province	Date	Source[a]
Oiseaux ichtyophages				
Plongeon huard *Gavia immer*	1	Colombie-Britannique	1993	1
	1	Saskatchewan	1997	2
	36	Ontario	1987–1999	3, 4
	6	Québec	1964–1994	5, 6, 7, 8
	4	Nouveau-Brunswick	1993–1997	9
	6	Nouvelle-Écosse	1992–1996	
	1	Île-du-Prince-Édouard	1990–1997	
Grand Harle *Mergus merganser*	1	Ontario	1990–1994	4
Goéland argenté *Larus argentatus*	1	Québec	1993	8
Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus*	1	Colombie-Britannique	1990–1994	1
Oiseaux non ichtyophages				
Cygne trompette *Cygnus buccinator*	1	Colombie-Britannique	1993	1
	1	Ontario	1995	4
Bernache du Canada *Branta canadensis*	4	Ontario	1992–1998	4, 10
	2	Québec	inconnue	11
	1	Nouveau-Brunswick	inconnue	1
	1	Île-du-Prince-Édouard	1992	12
Mallard *Anas platyrhynchos*	1	Ontario	1993	9
Fuligule milouinan *Aythya marila*	1	Ontario	1994	9
Macreuse brune *Melanitta fusca*	1	Ontario	1994	9
Autres espèces				
Chélydre serpentine *Chelydra serpentina*	1	Québec	1994	11
Totaux : 10 espèces	72	7 provinces	1964–1999	

[a] Tiré des sources suivantes :
1. Langelier (1994).
2. M. Wayland, Service canadien de la faune – région des Prairies et du Nord, données inédites.
3. K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, Verona (Ontario), données inédites.
4. D. Campbell, Collège vétérinaire de l'Ontario, University of Guelph, Guelph (Ontario), données inédites.
5. Agence Parcs Canada, Québec, données inédites.
6. R. Ouellet, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec, données inédites, 1994.
7. R. Ouellet, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, données inédites, 1968.
8. J. Rodrigue et L. Champoux, Service canadien de la faune – région du Québec, données inédites.
9. P.-Y. Daoust, Collège vétérinaire de l'Atlantique, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), données inédites.
10. H. Pittel, Avicare Rehabilitation Centre, Bowmanville (Ontario), données inédites.
11. M. Ouellet, Musée Redpath, Université McGill, Montréal (Québec), données inédites.
12. Barrow (1994).

Tableau 5
Espèces sauvages ayant ingéré des pesées ou des turluttes de plomb, aux États-Unis (1976–1999)

Espèce	n	État	Année	Source[a]
Oiseaux ichtyophages				
Plongeon huard *Gavia immer*	1	Floride	1993	1
	34	Maine	1989–1999	2, 3
	3	Maine	1976–1991	4
	5	Massachusetts	1989–1999	2, 3
	3	Michigan	1988–1993	5
	5	Minnesota	1984–1990	6
	4	Minnesota	1976–1991	4
	64	New Hampshire	1989–1999	2, 3, 7
	1	New Hampshire	1976	8
	1	New Hampshire	1976–1991	4
	7	New York	1983, 1986, 1989	9
	12	New York	1994	10
	9	Vermont	1989–1999	2, 3
	1	Vermont	1976–1991	4
	1	Wisconsin	1980	8
	2	Wisconsin	1976–1991	4
Pélican d'Amérique *Pelecanus erythrorhynchos*	1	Washington	1993	11
Pélican brun *Pelecanus occidentalis*	45	Floride	1991–1993	1

Suite à la page suivante

Tableau 5 (*suite*)
Espèces sauvages ayant ingéré des pesées ou des turluttes de plomb, aux États-Unis (1976–1999)

Espèce	n	État	Année	Source[a]
Cormoran à aigrettes *Phalacrocorax auritus*	26	Floride	1991–1993	1
	1	Maine	1994	7
Aigrette neigeuse *Egretta thula*	1	Floride	1991	1
Grande Aigrette *Ardea alba*	3	Floride	1991	1
Grand Héron *Ardea herodias*	1	Massachusetts	1989–1993	7
	8	Floride	1991–1993	1
Ibis blanc *Eudocimus albus*	1	Floride	1993	1
Grue canadienne du Mississippi *Grus canadensis pulla*	3	Mississippi	?	12, 13
Harle huppé *Mergus serrator*	1	Floride	1993	1
Mouette atricille *Larus atricilla*	9	Floride	1991–1993	1
Goéland argenté *Larus argentatus*	1	Floride	1993	1
Sterne royale *Sterna maxima*	7	Floride	?	1
Oiseaux non ichtyophages				
Cygne siffleur *Cygnus columbianus*	1	Michigan	1988–1993	5
	1	New York	1986	14
	1	Maryland	1993	15
	12	Minnesota	1983–1993	16
Cygne trompette *Cygnus buccinator*	15	Idaho		17
Cygne tuberculé *Cygnus olor*	5	Michigan	1988–1993	5
	1	Michigan	?	8
	1	Michigan	?	18
	1	New York	1986	14
Bernache du Canada *Branta canadensis*	25	Minnesota	1983–1993	16
	1	Washington	1983–1993	11
Mallard *Anas platyrhynchos*	25	Minnesota	1983–1993	16
Canard noir *Anas rubripes*	1	New York	1994	10
Canard branchu *Aix sponsa*	6	Minnesota	1983–1993	16
Fuligule à tête rouge *Aythya americana*	10	New York	1994	10
	1	New York	1994	19
Autres espèces aquatiques				
Chélydre serpentine *Chelydra serpentina*	2	Massachusetts	1990–1998	2, 20
Tortue peinte *Chrysemys picta*	1	Massachusetts	1990–1998	2
Totaux : 23 espèces	371	13 États	1976–1999	

[a] Tiré des sources suivantes :

1. B. Suto, refuge Suncoast Seabird, Indian Shores, Floride, dossiers cliniques inédits, 1994.
2. M. Pokras, Tufts University, École de médecine vétérinaire, North Grafton (Massachusetts), rapports d'autopsie inédits, 1999.
3. Pokras et coll. (1993).
4. Franson et Cliplef (1993).
5. Michigan Department of Natural Resources, Rose Lake Wildlife Research Center, Wildlife Disease Laboratory, East Lansing (Michigan), rapports d'autopsie inédits, 1993.
6. Ensor et coll. (1992).
7. M. Pokras, Tufts University, École de médecine vétérinaire, rapports d'autopsie inédits, 1994.
8. Locket et coll. (1982).
9. W. Stone, Department of Environmental Conservation de l'État de New York, Wildlife Resource Centre, Avon (New York), rapports d'autopsie inédits, 1990.
10. W. Stone, Department of Environmental Conservation de l'État de New York, Wildlife Resource Centre, Avon (New York), rapports d'autopsie inédits, 1994.
11. R. Ralston, U.S. Fish and Wildlife Service, National Wildlife Forensics Laboratory, Ashland (Oregon), rapports d'autopsie inédits, 1994.
12. U.S. Fish and Wildlife Service (1992).
13. Windingstad et coll. (1984).
14. W. Stone, Department of Environmental Conservation de l'État de New York, Wildlife Resource Centre, Avon (New York), rapports d'autopsie inédits, 1986.
15. Locke et Young (1973).
16. L. Wolf, University of Minnesota Wildlife Clinic, St. Paul (Minnesota), dossiers cliniques inédits, 1994.
17. Blus et coll. (1989).
18. Gelston et Stuht (1975).
19. C. Franson, U.S. Geological Survey, National Wildlife Health Research Center, Madison (Wisconsin), rapports d'autopsie inédits, 1993.
20. Borkowski (1997).

l'éventail le plus probable des tailles des pesées que les plongeons peuvent aller chercher par inadvertance au fond des lacs.

3.4 Importance relative de l'ingestion des pesées de plomb comme cause de mortalité chez le Plongeon huard

Parmi les nombreuses causes de mortalité des plongeons, les plus fréquentes sont la noyade lorsqu'ils se prennent dans les filets de la pêche commerciale, les « traumas » provoqués par des embarcations ou d'autres collisions ou une blessure par balle, la maladie (en particulier le botulisme et l'aspergillose) et l'empoisonnement au plomb par ingestion de pesées.

Le botulisme aviaire est une paralysie qui survient lorsque les oiseaux consomment une toxine naturellement présente dans l'environnement produite par la bactérie *Clostridium botulinum*. Le botulisme de type E, en particulier, touche les oiseaux qui se nourrissent de poisson et a, pendant quelques années, atteint des proportions épidémiques dans la région des Grands Lacs et provoqué des vagues sporadiques de mortalité chez le Plongeon huard et d'autres oiseaux ichtyophages (Brand et coll. 1988); il n'a cependant été diagnostiqué que rarement ailleurs aux États-Unis et au Canada. Une flambée particulièrement grave et persistante de botulisme de type E a commencé sur le lac Érié en 1999-2000 et se poursuit en 2002; Campbell et Barker (1999) ont estimé que des centaines ou des milliers de Plongeons huards migrateurs sont morts de cette maladie.

La mortalité est parfois massive parmi les Plongeons huards hivernants, touchant quelquefois des centaines ou des milliers d'individus. Les chercheurs ont déterminé que la majorité de ces plongeons succombent à un syndrome d'émaciation caractérisé par la perte de tissu adipeux, l'atrophie du muscle pectoral et une entérite hémorragique; l'étiologie de ce syndrome demeure toutefois mal connue (Forrester et coll. 1997). Spitzer (1995) a examiné les diverses causes de mortalité du Plongeon huard dans les aires marines d'hivernage, y compris les tempêtes, le manque de nourriture, la prise dans les filets de pêche et les déversements d'hydrocarbures.

L'aspergillose, une infection fongique des voies respiratoires, est souvent diagnostiquée chez les plongeons morts mais, dans la plupart des cas, on suppose qu'elle est secondaire à d'autres conditions, parce qu'on pense que seuls les oiseaux en mauvaise santé ou affamés sont incapables d'éliminer les spores d'*Aspergillus* de leurs poumons (Wobeser 1981). L'aspergillose est donc associée à l'immunosuppression, mais ses causes sont d'une façon générale incertaines.

Dans l'Est du Canada et des États-Unis, plusieurs études (effectuées surtout pendant la saison de reproduction) ont comparé l'importance relative des différentes causes de mortalité et conclu que l'empoisonnement provoqué par les pesées de plomb est souvent l'une des principales causes de la mortalité des Plongeons huards. Par exemple, dans les 105 cadavres de l'État de New York examinés entre 1972 et 1999, l'empoisonnement par le plomb et l'aspergillose représentaient respectivement 21 p. 100 et 23 p. 100 de la mortalité totale; aucune autre cause de mortalité ne dépassait 10 p. 100 (Stone et Okoniewski 2001). De même, au Canada atlantique, les chercheurs ont conclu que 26 p. 100 (8 sur 31) des Plongeons huards trouvés morts avaient succombé à l'empoisonnement par le plomb (Daoust et coll. 1998). L'intoxication provoquée par l'ingestion de pesées ou de turluttes de plomb est la cause la plus importante de mortalité chez le Plongeon huard adulte en Nouvelle-Angleterre, et représente 45 p. 100 (27 sur 60) des décès de Plongeons huards adultes consignés dans cette région (Pokras et coll. 1993) (fig. 12). Si on exclut la mortalité en milieu marin, l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb représente plus de la moitié (53 p. 100) des décès de plongeons adultes consignés dans les États de la Nouvelle-Angleterre (M. Pokras, Tufts School of Veterinary Medicine, données inédites).

Au début des années 1990, des relevés effectués en Ontario et au Canada atlantique ont montré que l'empoisonnement au plomb résultant de l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb était l'une des principales causes de la mort des Plongeons huards adultes, et représentait de 15 p. 100 à 30 p. 100 environ de la mortalité consignée (Scheuhammer et Norris 1995). La noyade de plongeons pris dans des filets de pêche et la maladie, les autres grandes causes de mortalité du plongeon adulte, représentaient 29 p. 100 des décès signalés au Canada. Dans certaines régions (p. ex. le Nord du Québec), la chasse effectuée par les Autochtones explique probablement une grande proportion de la mortalité locale ou régionale des plongeons (Coad 1994); cependant, en général, on ne chasse pas le plongeon en Amérique du Nord. Depuis le début des années 1990, l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb représente environ 22 p. 100 (59 sur 264) du total des décès de Plongeons huards adultes examinés au Canada (tableau 6). La figure 13 montre l'importance relative des différents facteurs provoquant la mort du Plongeon huard en Ontario et au Canada atlantique, les régions pour lesquelles nous possédons le plus de données à ce sujet au Canada.

Au Michigan, sur les 180 cadavres examinés entre 1987 et 2001, les chercheurs ont estimé que 42 plongeons (soit 23 p. 100) étaient morts d'empoisonnement au plomb, en général en raison de l'ingestion de pesées, tandis que la noyade représentait 24 p. 100 et les « traumas » 21 p. 100 de la mortalité totale (Michigan Department of Natural Resources, données inédites). Au Minnesota, l'empoisonnement au plomb représentait entre 5 p. 100 (Pichner et Wolff 2000) et 17 p. 100 des causes de mortalité consignées du Plongeon huard (Ensor et coll. 1992).

En Amérique du Nord, une bonne partie des recherches ont porté sur l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb par le Plongeon huard, mais il peut s'agir d'une cause de mortalité importante aussi pour d'autres oiseaux aquatiques. Sears et coll. (1989) ont conclu au terme d'une étude de quatre ans sur le Cygne tuberculé *Cygnus olor* de la Tamise, en Angleterre, que l'ingestion de pesées et de turluttes, présentes chez 55 p. 100 des individus moribonds, était la principale cause de maladie chez cet oiseau. Nous savons aussi qu'en Irlande, l'ingestion de pesées de plomb est une cause importante de mortalité chez les cygnes (O'Halloran et coll. 1988).

Récemment, Franson et ses collègues (C. Franson, U.S. Geological Survey, commun. pers.) ont examiné les cadavres de 2 241 oiseaux appartenant à 29 espèces qui sont morts aux États-Unis dans des centres de réhabilitation ou ont été trouvés morts sur le terrain, pour y découvrir la présence d'articles de pêche ingérés ou emmêlés, et ont

Figure 12
Importance relative des différentes causes de mortalité du Plongeon huard en Nouvelle-Angleterre de 1989 à 1992 (n = 60) (données tirées de Pokras et coll. 1993)

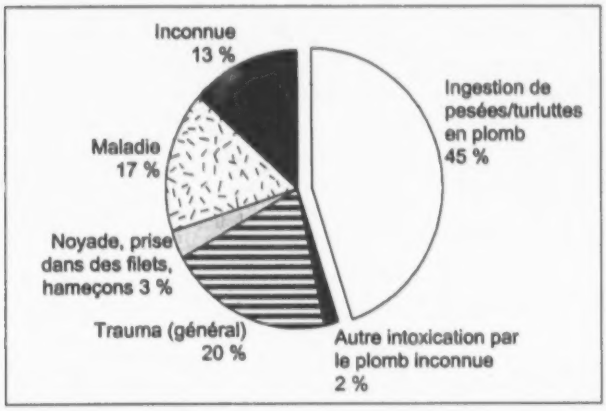


Figure 13
Importance relative des différentes causes de mortalité du Plongeon huard adulte au Canada (d'après les cas signalés en Ontario et au Canada atlantique entre 1983 et 1995; n = 122)

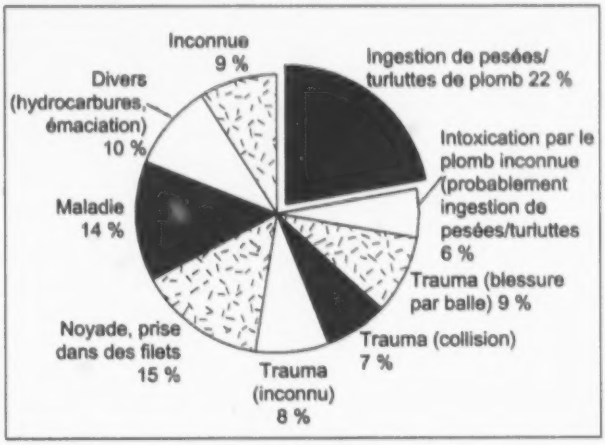


Tableau 6
Pourcentage du nombre total de décès de Plongeons huards adultes signalés attribués à l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb dans les études canadiennes et américaines

Région de l'étude	% des décès	Source[a]
Canada		
Saskatchewan	5 (1 sur 21)	1
Ontario	18 (21 sur 114)	2
Ontario	30 (19 sur 63)	3
Québec	6 rapports accessoires (6 sur 6)	4, 5
Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard	17 (4 sur 23)	6
Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard	22 (8 sur 37)	7
États-Unis		
18 États combinés	5 (11 sur 222)	8
Michigan	40 (15 sur 38)	9
Minnesota	17 (37 sur 221)	10
États de la Nouvelle-Angleterre	53 (98 sur 185)	11

[a] Tiré des sources suivantes :
1. M. Wayland, Service canadien de la faune – région des Prairies et du Nord, données inédites, 1997.
2. D. Campbell, Collège vétérinaire de l'Ontario, University of Guelph, Guelph (Ontario), données inédites, 1991–1998.
3. K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, Verona (Ontario), données inédites, 1983–1998.
4. Agence Parcs Canada, Québec, données inédites, 1964–1988.
5. R. Ouellet, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec, données inédites, 1994.
6. P.-Y. Daoust, Collège vétérinaire de l'Atlantique, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), données inédites, 1992–1994.
7. P.-Y. Daoust, Collège vétérinaire de l'Atlantique, Charlottetown (Île-du-Prince-Édouard), données inédites, 1994–1998.
8. Franson et Cliplef (1993).
9. Poppenga et coll. (1993).
10. Ensor et coll. (1992).
11. M. Pokras, Tufts University, École de médecine vétérinaire, North Grafton (Massachusetts), données inédites, 1989–1998.

évalué des radiographies d'oiseaux vivants capturés sur le terrain pour repérer des images correspondant à des pesées ou à d'autres articles de pêche. Des pesées de plomb ont été très fréquemment détectées chez le Plongeon huard, à un taux de 3,5 p. 100 (n = 313), et chez le Pélican brun *Pelecanus occidentalis*, à un taux de 2,7 p. 100 (n = 365). Un Cormoran à aigrettes sur 81 et un Bihoreau gris *Nycticorax nycticorax* sur 11 avaient également avalé des pesées de plomb.

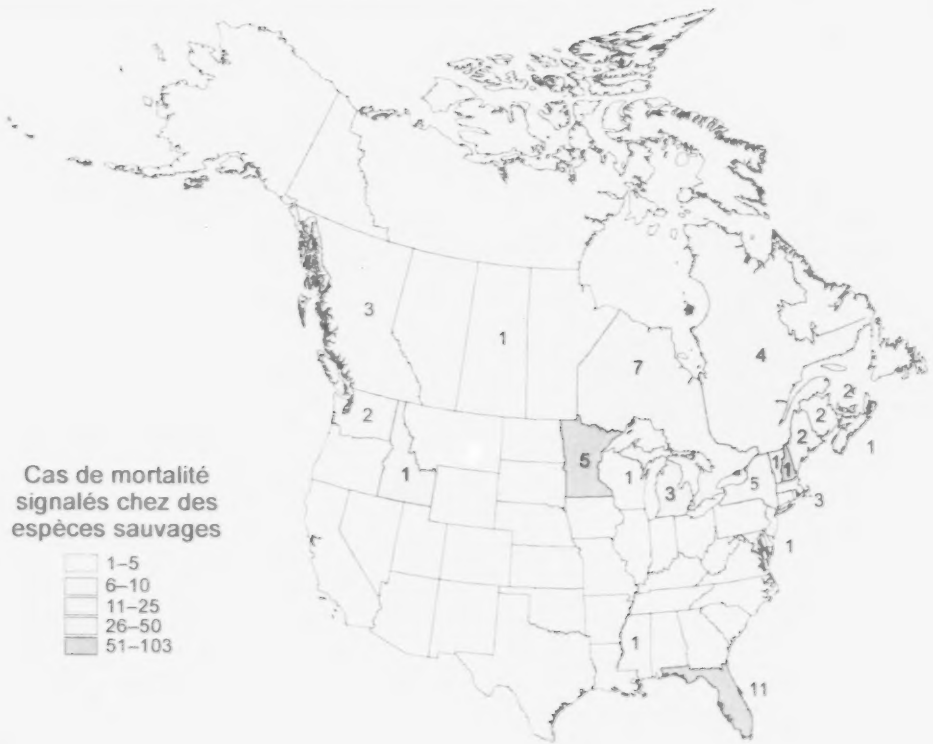
La collecte des données sur l'ingestion de pesées de plomb par les espèces sauvages repose traditionnellement, en grande partie, sur la participation bénévole de propriétaires de chalet, de pêcheurs, de plaisanciers, etc. qui découvrent un cadavre et en avisent un organisme provincial ou fédéral compétent. Bien que les chercheurs, les écoles de médecine vétérinaire, les responsables du rétablissement de la faune et d'autres personnes soient plus que par le passé au courant de cette question, il est peu probable que les efforts des bénévoles permettent de retracer plus qu'un petit pourcentage du nombre total de cas d'intoxication au plomb.

3.5 Ingestion de pesées par la faune : répartition spatiale

Des décès associés à l'ingestion par la faune de pesées ou de turluttes en plomb ont été signalés dans sept provinces canadiennes et 13 États américains (fig. 14), et la mort de Plongeons huards a été signalée dans sept provinces et neuf États. C'est surtout dans l'Est du Canada (en particulier en Ontario et dans les Maritimes) et le Nord-Est des États-Unis (notamment la Nouvelle-Angleterre) que la mortalité a été signalée; bien que de temps à autre l'ingestion de pesées de plomb ait été signalée pour d'autres espèces sauvages, les efforts concertés de recherche ont porté surtout sur le Plongeon huard.

Des données ont été recueillies sur six cas, en moyenne, de mortalité due à l'ingestion de pesées chaque année au Canada entre 1987 et 1998, et sur une vingtaine de cas, chaque année, aux États-Unis pendant une période similaire (de 1983 à 1998). La fréquence à laquelle l'ingestion de pesées est signalée varie selon les régions. Au Canada et aux États-Unis, les nombres moyens annuels les plus élevés de cas d'ingestion viennent respectivement du Sud de l'Ontario et du New Hampshire. Ce sont des régions où la pression exercée par la pêche récréative à la ligne est relativement élevée et où, de plus, les activités de recherche et de surveillance sont relativement importantes.

Figure 14
Répartition des décès associés à l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb signalés au Canada et aux États-Unis. Le nombre d'espèces différentes par province ou État est également indiqué.



3.6 Ingestion de pesées par la faune : tendances temporelles

3.6.1 Tendances annuelles

Avant 1995, le SCF, en collaboration avec des écoles de médecine vétérinaire et des centres de rétablissement des espèces sauvages, a recueilli, en moyenne, chaque année des données sur trois à six cas d'ingestion de pesées ou de turluttes et d'intoxication (K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, données inédites; D. Campbell, Collège vétérinaire de l'Ontario, données inédites; P.-Y. Daoust, Atlantic Veterinary College, données inédites). De même, depuis 1995, ces organismes ont continué à signaler chaque année quelques cas d'ingestion de pesées de plomb par des Plongeons huards. Il faut cependant remarquer que relativement peu de cadavres sont trouvés et font l'objet d'analyses pathologiques et toxicologiques chaque année. Il est probable que beaucoup plus de plongeons meurent d'empoisonnement au plomb que ceux qui sont trouvés et subissent une autopsie.

3.6.2 Tendances saisonnières

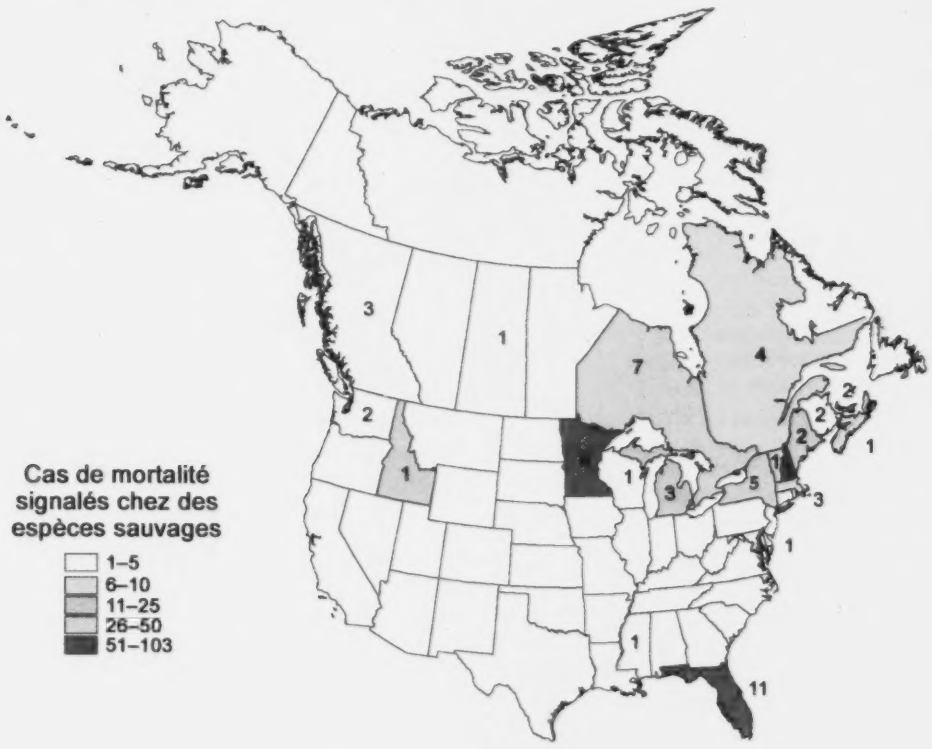
L'ingestion de pesées par le Plongeon huard a été signalée d'avril à décembre en Ontario et de mai à décembre en Nouvelle-Angleterre. Pour l'Ontario et la Nouvelle-Angleterre, 19 p. 100 (5 sur 26) et 31 p. 100 (8 sur 26), respectivement, de tous les plongeons pour lesquels le mois de l'ingestion est connu ont avalé leur pesée ou leur turlutte en août.

Au Royaume-Uni, les taux d'empoisonnement au plomb des Cygnes tuberculés sont fonction de l'abondance des pesées de plomb dans les sédiments des rivières et des fleuves, mais non de l'abondance des pesées sur les rives de ces cours d'eau (Sears 1988), ce qui signifie que les cygnes avalent les pesées surtout lorsqu'ils fouillent dans les sédiments. Le long de la Tamise, le nombre de cas signalés de niveau élevé de plomb dans le sang et d'empoisonnements au plomb de Cygnes tuberculés a diminué après la clôture de la saison de pêche, ce qui semble indiquer que les pesées sont plus facilement accessibles lorsque les pêcheurs sont très actifs. Les articles de pêche perdus s'enfoncent peut-être dans les sédiments à mesure que le temps passe (Birkhead 1983; Sears 1988) et par conséquent les oiseaux peuvent de moins en moins les avaler. En fait, depuis qu'une interdiction d'utiliser des pesées de plomb est entrée en vigueur en Grande-Bretagne en 1986, la diminution de la population de Cygnes tuberculés a connu un renversement spectaculaire (Kirby et coll. 1994).

3.7 Pression exercée par la pêche à la ligne sur l'environnement et incidence de l'ingestion de pesées par la faune

La pression exercée par la pêche à la ligne oscille au Canada entre <1 jour-pêcheur à 47 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle provinciale et territoriale et atteint plus de 230 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle

Figure 14
Répartition des décès associés à l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb signalés au Canada et aux États-Unis. Le nombre d'espèces différentes par province ou État est également indiqué.



3.6 Ingestion de pesées par la faune : tendances temporelles

3.6.1 Tendances annuelles

Avant 1995, le SCF, en collaboration avec des écoles de médecine vétérinaire et des centres de rétablissement des espèces sauvages, a recueilli, en moyenne, chaque année des données sur trois à six cas d'ingestion de pesées ou de turluttes et d'intoxication (K. Chubb, Avian Care and Research Foundation, données inédites; D. Campbell, Collège vétérinaire de l'Ontario, données inédites; P.-Y. Daoust, Atlantic Veterinary College, données inédites). De même, depuis 1995, ces organismes ont continué à signaler chaque année quelques cas d'ingestion de pesées de plomb par des Plongeons huards. Il faut cependant remarquer que relativement peu de cadavres sont trouvés et font l'objet d'analyses pathologiques et toxicologiques chaque année. Il est probable que beaucoup plus de plongeons meurent d'empoisonnement au plomb que ceux qui sont trouvés et subissent une autopsie.

3.6.2 Tendances saisonnières

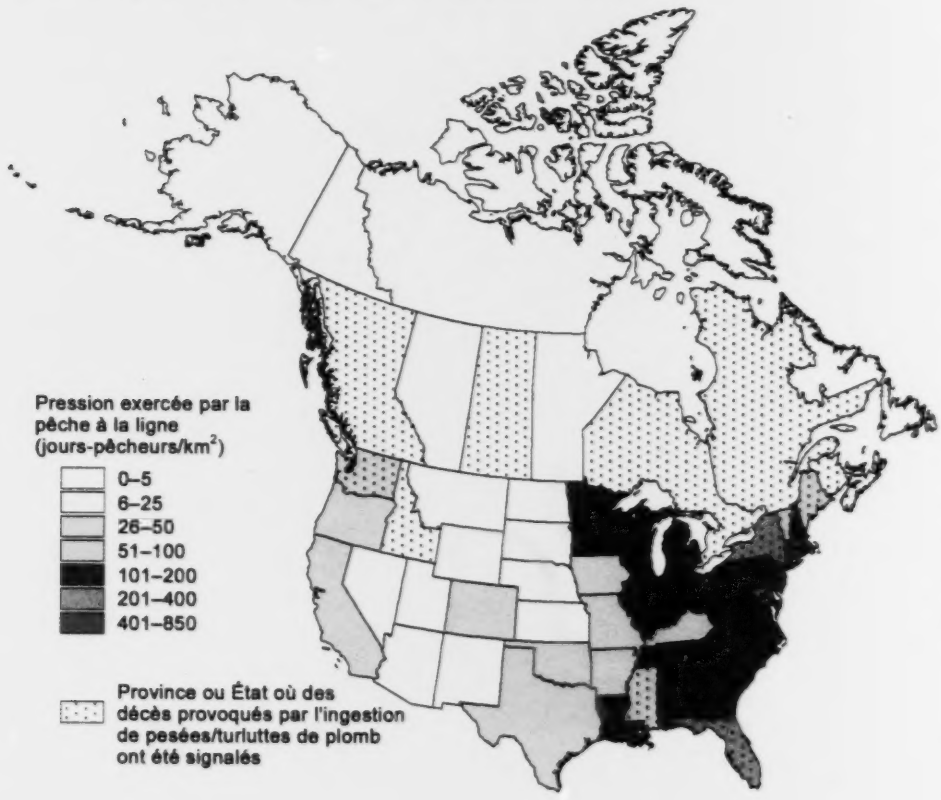
L'ingestion de pesées par le Plongeon huard a été signalée d'avril à décembre en Ontario et de mai à décembre en Nouvelle-Angleterre. Pour l'Ontario et la Nouvelle-Angleterre, 19 p. 100 (5 sur 26) et 31 p. 100 (8 sur 26), respectivement, de tous les plongeons pour lesquels le mois de l'ingestion est connu ont avalé leur pesée ou leur turlutte en août.

Au Royaume-Uni, les taux d'empoisonnement au plomb des Cygnes tuberculés sont fonction de l'abondance des pesées de plomb dans les sédiments des rivières et des fleuves, mais non de l'abondance des pesées sur les rives de ces cours d'eau (Sears 1988), ce qui signifie que les cygnes avalent les pesées surtout lorsqu'ils fouillent dans les sédiments. Le long de la Tamise, le nombre de cas signalés de niveau élevé de plomb dans le sang et d'empoisonnements au plomb de Cygnes tuberculés a diminué après la clôture de la saison de pêche, ce qui semble indiquer que les pesées sont plus facilement accessibles lorsque les pêcheurs sont très actifs. Les articles de pêche perdus s'enfoncent peut-être dans les sédiments à mesure que le temps passe (Birkhead 1983; Sears 1988) et par conséquent les oiseaux peuvent de moins en moins les avaler. En fait, depuis qu'une interdiction d'utiliser des pesées de plomb est entrée en vigueur en Grande-Bretagne en 1986, la diminution de la population de Cygnes tuberculés a connu un renversement spectaculaire (Kirby et coll. 1994).

3.7 Pression exercée par la pêche à la ligne sur l'environnement et incidence de l'ingestion de pesées par la faune

La pression exercée par la pêche à la ligne oscille au Canada entre <1 jour-pêcheur à 47 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle provinciale et territoriale et atteint plus de 230 jours-pêcheurs au kilomètre carré à l'échelle

Figure 15
Pression exercée par la pêche récréative à la ligne au Canada et aux États-Unis, et provinces et États où le décès d'animaux sauvages par ingestion de pesées ou de turluttes de plomb a été signalé



régionale dans le Centre de l'Ontario (voir la section 1). C'est dans le Sud de l'Ontario, une région où la pression exercée par la pêche à la ligne dépasse 100 jours-pêcheurs au kilomètre carré, que l'empoisonnement par ingestion de pesées de plomb a été le plus fréquemment signalé (n = 45). Il n'existe pas d'estimation sur la pression exercée à l'échelle locale et régionale pour les autres provinces, même pour celles où des cas d'empoisonnement ont été signalés. Cette information aiderait à repérer d'autres endroits où les plongeons et d'autres oiseaux aquatiques risquent fort d'ingérer des pesées et des turluttes.

Les décès associés à l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb se produisent dans les régions du Canada et des États-Unis où la pêche récréative à la ligne exerce une pression considérable (fig. 15 et fig. 16; tableau 7). Cette pression est souvent plus élevée aux États-Unis qu'au Canada et peut dépasser 500 jours-pêcheurs au kilomètre carré par année à l'échelle des États. Aux États-Unis, l'ingestion de pesées et de turluttes a été signalée surtout dans les États où la pression exercée par la pêche est supérieure annuellement à 100 jours-pêcheurs au kilomètre carré. Les plus grands nombres de cas ont été signalés en Floride (n = 103), au New Hampshire (n = 78), au Maine (n = 37) et dans l'État de New York (n = 21).

3.8 Résumé

- Les espèces sauvages, en particulier les oiseaux aquatiques, avalent des pesées et des turluttes en mangeant, soit parce qu'ils les prennent pour des aliments ou qu'ils consomment du poisson-appât perdu auquel la ligne et la pesée sont encore fixées.
- L'ingestion d'une seule pesée en plomb ou d'une seule turlutte à tête plombée, qui peuvent représenter plusieurs grammes de plomb, suffit en général à exposer un plongeon ou un autre oiseau à une dose mortelle de plomb.
- Les observations recueillies jusqu'à maintenant indiquent que l'ingestion de pesées et de turluttes de plomb est la seule cause importante de la forte exposition au plomb et de l'intoxication par le plomb chez le Plongeon huard.
- Des données ont été recueillies sur l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb chez 10 espèces sauvages au Canada, dont des oiseaux ichtyophages (Plongeon huard, Grand Harle *Mergus merganser*, Goéland argenté), des espèces de sauvagine (Cygne trompette, Bernache du Canada *Branta canadensis*, Canard colvert *Anas platyrhynchos*, Fuligule milouinan *Aythya marila*, Macreuse brune *Melanitta fusca*), des rapaces (Pygargue à tête blanche *Haliaeetus leucocephalus*) et des tortues (chélydre serpentine); aux États-Unis, l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb est connue pour plus d'une

Figure 16
Régions de l'Est du Canada et des États-Unis où la pression exercée par la pêche récréative à la ligne est élevée, et endroits (cercles noirs) où l'on sait que des Plongeons huards sont morts d'ingestion de pesées ou de turluttes en plomb

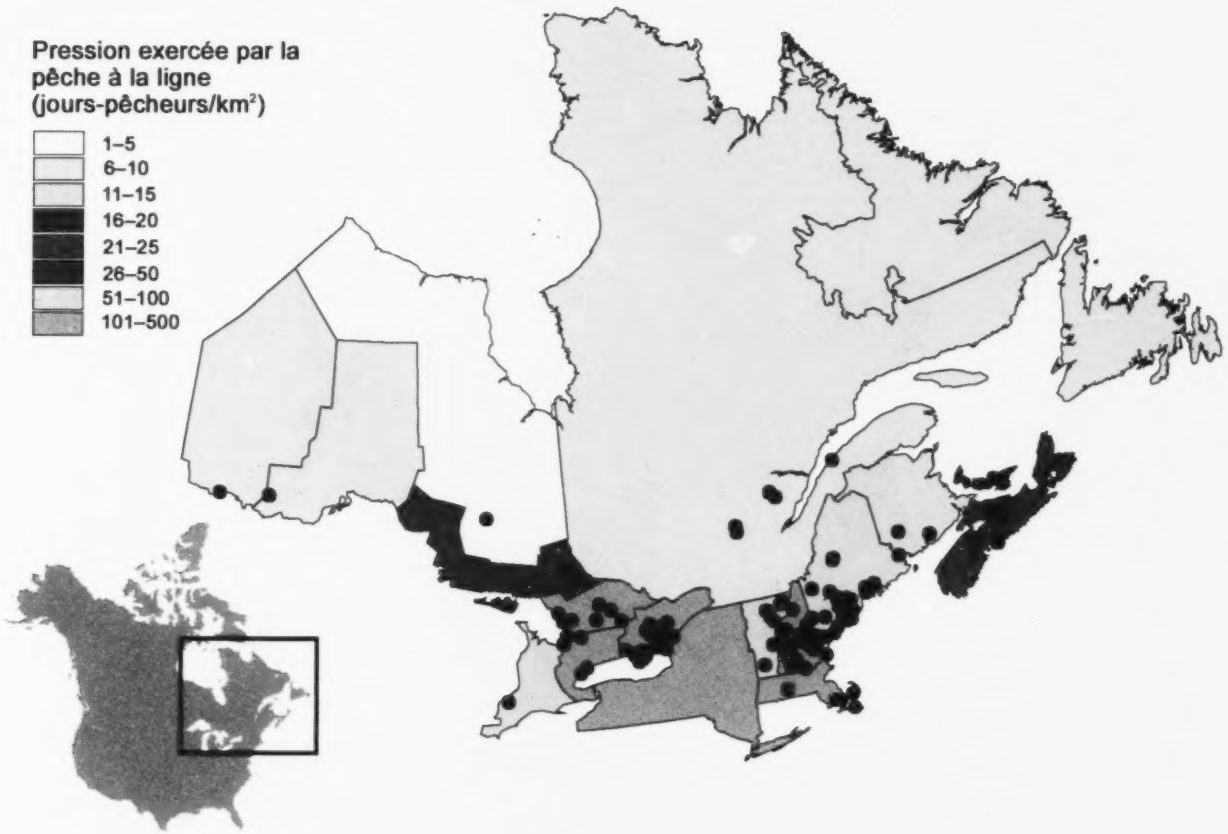


Tableau 7
Intensité de la pêche à la ligne dans les régions d'Amérique du Nord où l'ingestion de pesées et de turluttes par des Plongeons huards et d'autres espèces sauvages a été signalée (données : MRNO 1993; MPO 1997; U.S. Departement of the Interior 1997)

Région	Nombre de cas signalés d'intoxication par le plomb de pesées et de turluttes	Nombre de pêcheurs sportifs (en millions)	Nombre de jours consacrés/année à la pêche (en millions)	Nombre annuel moyen de jours par pêcheur	Superficie (km²)	Pression exercée par la pêche à la ligne (jours-pêcheurs/km²)
Canada	**72 individus (10 espèces)**	**4,63**	**55,5**	**13**	**9 922 385**	**5,6**
Colombie-Britannique	3	0,71	8,34	11,7	948 595	8,8
Saskatchewan	1	0,18	2,23	13	651 900	3,4
Ontario (total)	45	2,62	31,4	11,8	1 067 582	29,3
Région du Nord-Ouest	3	0,25	1,93	7,6	228 310	8,5
Région du Centre-Nord	4	0,13	1,14	9,1	211 826	5,4
Région du Nord	3	0,12	1,45	12,0	346 281	4,2
Région du Nord-Est	4	0,35	4,10	11,9	105 994	38,7
Région Algonquin	7	0,42	4,37	10,5	43 182	101,3
Région de l'Est	17	0,34	3,77	11,2	32 842	114,7
Région du Centre	5	0,55	8,77	15,9	36 879	237,9
Région du Sud-Ouest	1	0,34	4,53	13,5	62 268	72,7
Québec	10	1,08	10,9	10,1	15 406 803	7,1
Nouveau-Brunswick	5	0,09	0,91	10,5	73 435	12,4
Nouvelle-Écosse	6	0,06	1,15	18,1	55 490	20,8
Île-du-Prince-Édouard	2	0,01	0,27	19,7	5 655	47,1

Suite à la page suivante

Tableau 7 (*suite*)
Intensité de la pêche à la ligne dans les régions d'Amérique du Nord où l'ingestion de pesées et de turluttes par des Plongeons huards et d'autres espèces sauvages a été signalée (données : MRNO 1993; MPO 1997; U.S. Departement of the Interior 1997)

Région	Nombre de cas signalés d'intoxication par le plomb de pesées et de turluttes	Nombre de pêcheurs sportifs (en millions)	Nombre de jours consacrés/ année à la pêche (en millions)	Nombre annuel moyen de jours par pêcheur	Superficie (km^2)	Pression exercée par la pêche à la ligne (jours-pêcheurs/ km^2)
États-Unis	**153 (23 espèces)**	**35,3**	**628,2**	**17,8**	**9 381 920**	**66,9**
Floride	103	2,9	45,5	15,9	140 255	324,2
Idaho	15	0,48	4,4	9,1	213 445	20,7
Maine	37	0,36	5,1	14,4	80 275	63,7
Maryland	10	0,72	10,2	14,4	25 480	500,1
Massachusetts	9	0,70	10,1	14,4	20 265	400,1
Michigan	11	1,82	28,7	15,7	147 510	194,6
Minnesota	68	1,54	27,0	17,6	206 030	131,1
Mississippi	3	0,58	9,7	16,8	122 335	79,6
New Hampshire	78	0,27	3,5	13,3	23 290	152,0
New York	21	1,71	29,4	17,2	122 705	239,3
Vermont	10	0,19	2,0	10,4	24 015	81,2
Washington	2	1,01	12,9	12,8	172 265	74,7
Wisconsin	3	1.47	17.1	11.6	140 965	121.5

vingtaine d'espèces sauvages, entre autres des cygnes, des grues, des pélicans et des cormorans.

- Les poids dont l'ingestion par les espèces sauvages a été constatée pèsent en général moins de 50 g ou ont moins de 2 cm de longueur et de diamètre.
- L'ingestion de poids ou de turluttes en plomb est la cause la plus importante de la mortalité signalée chez le Plongeon huard au Canada et aux États-Unis, dépassant souvent la mortalité associée à la prise dans les filets de pêche, les traumas et la maladie.
- C'est en grande partie parce que des propriétaires de chalet, des pêcheurs, des plaisanciers, etc. ont trouvé par hasard des cadavres que des observations ont pu être recueillies sur la mortalité d'espèces sauvages par ingestion de pesées de plomb. Le nombre total de plongeons ou d'autres espèces sauvages qui meurent d'empoisonnement au plomb à la suite de l'ingestion d'une pesée ne peut par conséquent pas être estimé avec certitude.
- L'ingestion de pesées et de turluttes de plomb par des espèces sauvages a été signalée dans sept provinces et 13 États américains.
- Au Canada, il est fait état chaque année de quelque six cas d'ingestion de pesées et d'empoisonnement (surtout de Plongeons huards), ce qui représente entre 17 p. 100 et 30 p. 100 des décès de plongeons adultes signalés en Ontario et au Canada atlantique. Aux États-Unis, 20 cas d'ingestion de pesées et de turluttes sont, en moyenne, signalés chaque année.
- On a constaté que le Plongeon huard avale des pesées entre les mois d'avril et de décembre en Ontario, la plupart des cas étant signalés en août.
- Au Canada, c'est dans le Sud de l'Ontario, où la pression exercée par la pêche à la ligne peut être supérieure à 100 jours-pêcheurs au kilomètre carré dans certaines régions, que la fréquence de la mort d'espèces sauvages associée à l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb est la plus grande.
- Aux États-Unis, la mort d'espèces sauvages associée à l'ingestion de poids ou de turluttes en plomb est signalée plus fréquemment en Floride et en Nouvelle-Angleterre, où les pressions exercées à l'échelle des États par la pêche à la ligne vont de 60 à plus de 300 jours-pêcheurs au kilomètre carré, que dans le reste du pays.

4. Au Canada, est-il possible de déterminer les effets à l'échelle des populations de Plongeons huards de l'empoisonnement par le plomb dû à l'ingestion de pesées?

4.1 Contexte

Dans l'Est de l'Amérique du Nord, l'influence nocive de divers facteurs anthropiques sur la santé ou le succès de la reproduction du Plongeon huard a été démontrée. Les effets de ces facteurs peuvent être directs, comme l'empoisonnement par le mercure dû à la contamination de sources ponctuelles de bassins hydrographiques (Barr 1986), l'empoisonnement par le plomb provoqué par l'ingestion de pesées et de turluttes (Scheuhammer et Norris 1995; Twiss et Thomas 1998), la noyade dans des engins de pêche et les traumas fatals résultant de la collision avec des bateaux à moteur et des motomarines (Miconi et coll. 2000), ou indirects, comme l'acidification des lacs qui, à la fois, réduit la disponibilité alimentaire des plongeons et est associée à l'augmentation des concentrations de mercure chez les poissons (Alvo et coll. 1988; Scheuhammer et Blancher 1994; McNicol et coll. 1995a), et la prolifération des chalets, qui peut faire disparaître des habitats de reproduction sur les rivages et augmenter les perturbations provoquées par l'activité humaine (Heimberger et coll. 1983).

Bien que les effets de ces agresseurs environnementaux soient connus – et il n'y a pas de doute qu'il s'agit de causes directes de mortalité, que ceux-ci accroissent la susceptibilité à d'autres agresseurs et réduisent le succès de la reproduction chez les plongeons – on sait relativement peu de choses sur leurs effets à l'échelle des populations. Dans les régions où l'importance relative des différents facteurs de la mortalité a été évaluée, il a été prouvé que l'intoxication entraînée par l'ingestion de pesées ou de turluttes en plomb est souvent une des grandes causes de mortalité des plongeons adultes dans leurs aires de reproduction (Pokras et coll. 1993; Scheuhammer et Norris 1995). Les études menées pendant une période relativement longue indiquent que de 22 p. 100 à 53 p. 100 des décès de plongeons adultes signalés dans l'Est de l'Amérique du Nord sont attribuables à l'ingestion de pesées et de turluttes en plomb (section 3). En fait, en Nouvelle-Angleterre, à la lisière sud de l'aire de reproduction du Plongeon huard, le nombre d'individus est faible et la fréquence de l'empoisonnement au plomb, particulièrement élevée; la mortalité des adultes consécutive à un empoisonnement par le plomb est soupçonnée d'être l'un des facteurs qui limitent la croissance de la population (D. Major, U.S. Fish and Wildlife Service, commun. pers.).

Un des obstacles empêchant d'évaluer les effets à l'échelle des populations de l'empoisonnement par le plomb ou d'autres agresseurs environnementaux sur le Plongeon huard, c'est qu'on ignore à quelles échelles spatiales et temporelles les populations de plongeons sont régulées. Ce qui, sur le plan génétique, définit une « population » de Plongeons huards n'a pas encore été déterminé, mais des recherches en cours, utilisant des marqueurs de l'ADN (D. Evers, BioDiversity Research Institute, commun. pers.) essaient d'élucider ce point. Cette information, lorsque nous la posséderons, associée à des données sur les paramètres de la dispersion et de la reproduction recueillies à l'aide d'oiseaux marqués, nous permettra de mieux définir les populations, d'évaluer le degré d'échanges entre elles et de déterminer l'importance des effets source-piège, par lesquels des individus appartenant à des populations en santé où la productivité est élevée (sources) se répandent dans des habitats moins optimaux (pièges) dans lesquels la productivité ne compense pas la mortalité des adultes (Pulliam 1988; Bernstein et coll. 1991; Rodenhouse et coll. 1997).

Parce que les plongeons vivent longtemps, que leurs taux de mortalité et de reproduction sont faibles (ils se reproduisent chaque année, pondent deux ou, très rarement, trois œufs et vivent jusqu'à 25 ans; McIntyre et Barr 1997), il peut s'écouler plus de temps entre un changement environnemental et son effet sur la taille de la population de plongeons que pour bon nombre d'autres espèces d'oiseaux, ce qui rend difficile la détection précoce des effets de l'agresseur. Certains chercheurs (Barr 1986; Kerekes et Masse 2000) ont cependant utilisé des mesures de la productivité comme indication de la santé relative de populations locales ou régionales de plongeons. La productivité est fonction d'un certain nombre de variables, entre autres l'âge (l'expérience) des reproducteurs, la santé des couples reproducteurs (y compris l'influence de l'exposition aux contaminants), la qualité de l'habitat (existence de sites de nidification, présence d'aliments, etc.), les conditions climatiques pendant la nidification (p. ex. le niveau élevé de l'eau peut provoquer l'inondation des nids) et les taux de mortalité pendant la migration et l'hivernage (si la productivité est mesurée sur une base annuelle). Pour déterminer les effets des agresseurs environnementaux sur les populations de plongeons, il faut donc disposer de données à long terme couvrant une grande région géographique.

Certaines recherches visant à modéliser les effets des agresseurs environnementaux sur les populations de Plongeons huards ont été tentées dans le Nord des États-Unis, à la limite méridionale de l'aire de reproduction

de cette espèce (Evers et coll. 2001). Au Canada, la surveillance à long terme a évalué les effets de l'acidification des lacs sur le succès de la reproduction du plongeon, dans le cadre du programme Transport à grande distance des polluants atmosphériques (McNicol et coll. 1987; Wayland et McNicol 1990), et des modèles servant à prédire les effets des modifications de la déposition des sulfates ont été générés (Blancher et coll. 1992; McNicol 1999). Par ailleurs, on a effectué des recherches au Canada atlantique sur les associations entre l'exposition au méthylmercure et la productivité du plongeon (Burgess et coll. 1998a,b; Kerekes et Masse 2000). Nous savons cependant peu de choses, où que ce soit au Canada, sur la dispersion, la philopatrie, la fidélité au site, les taux de mortalité et le succès à long terme de la reproduction des plongeons.

Dans la présente section, nous faisons état de la répartition spatiale et de l'abondance du Plongeon huard dans différentes régions du Canada, nous fournissons des estimations de la taille des populations par province et pour l'ensemble du Canada, nous faisons état des tendances démographiques dans différentes régions géographiques en utilisant les sources de données dont nous disposons et, enfin, nous explorons certaines possibilités de modélisation des populations de plongeons et de prévision des effets des agresseurs environnementaux sur les populations. Nous examinons plus précisément les questions suivantes :

- Dans quelles régions (provinces/territoires/écozones) y a-t-il le plus grand nombre de plongeons? Où la densité de plongeons est-elle la plus forte?
- Quelle est la variation dans le temps des populations de plongeons de ces différentes régions géographiques? Existe-t-il des éléments indiquant que les populations sont stables, à la hausse ou à la baisse?
- Quel est le degré de philopatrie manifesté par les plongeons? Quelles sont les tendances (distances, directions) en matière d'expansion depuis le lieu de naissance? Quelle est l'importance des déplacements entre des lacs adjacents? Quelles voies de migration les plongeons du Canada utilisent-ils et où les plongeons des différents lieux de reproduction passent-ils le reste de l'année? (Cette dernière information est essentielle pour l'évaluation des facteurs de mortalité qui sont à l'œuvre en dehors de la saison de reproduction et pour étudier la charge cumulative des contaminants subie pendant l'hiver.)
- En quoi la répartition spatiale des populations de plongeons correspond-elle aux patrons géographiques d'exposition à des agresseurs anthropiques connus? Par exemple, dans quelle proportion de la population le risque d'ingestion de pesées et de turluttes de plomb est-il élevé?

Enfin, nous proposons 1) une démarche de modélisation matricielle des populations afin de déterminer l'effet de chacun des agresseurs sur les populations de Plongeons huards et 2) une démarche spatiale utilisant les systèmes d'information géographique (SIG) pour superposer les données sur les populations connues de plongeons et leur productivité et la répartition de multiples agresseurs anthropiques (p. ex. les milieux acidifiés, les milieux où la concentration de mercure dans les poissons ou la pression exercée par la pêche à la ligne récréative est élevée).

4.2 Répartition spatiale de l'abondance

Selon Wetlands International, la population mondiale de Plongeons huards est de 500 000 à 700 000 individus (Rose et Scott 1997); par ailleurs, les dernières estimations de la population pour le Canada donnent au moins 544 562 individus (239 401 couples territoriaux; tableau 8). Environ 82 p. 100 de l'aire de répartition du Plongeon huard en Amérique du Nord et à peu près 81 p. 100 de son aire de répartition dans l'hémisphère occidental se trouvent au Canada (A. Couturier, Études d'Oiseaux Canada, commun. pers.). Cela signifie que, de tous les pays du monde, le Canada est celui dont la responsabilité à l'égard de la conservation et de la gestion du Plongeon huard est la plus grande. La majorité de la population canadienne se trouve dans deux provinces (l'Ontario et le Québec) et dans les Territoires du Nord-Ouest (fig. 17). De 30 000 à 35 000 autres adultes résident aux États-Unis et de quelques centaines à deux milliers d'individus résident au Groenland et en Islande (Evers 2000).

Au Canada, le Plongeon huard niche depuis la limite des arbres au nord jusqu'à la frontière canado-américaine. Les plus fortes densités de population sont celles des écozones des plaines à forêts mixtes et des plaines boréales. Bien qu'il y ait des Plongeons huards dans l'Arctique (p. ex. dans le sud de l'île de Baffin), la densité de la population est bien plus faible dans les zones septentrionales que dans les parties méridionales du Canada. Une bonne partie de l'aire de répartition du Plongeon huard se superpose au Bouclier canadien, où il y a de nombreux grands lacs oligotrophes profonds comportant des populations importantes de petits poissons (Vogel 1997). Les plongeons préfèrent se reproduire sur de grands lacs (plus de 5 ha); lorsque les lacs sont petits, il peut arriver que les territoires en comportent plusieurs (Evers et coll. 2000). En certains endroits de la « région des chalets » du Sud du Canada et du Nord des États-Unis, de fortes densités de plongeons nicheurs se superposent aux populations d'êtres humains. C'est pour ces « populations » régionales de plongeons que la menace d'ingestion de pesées et d'empoisonnement est la plus grave.

Selon le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS), les plus fortes densités de plongeons au Canada sont celles du Nord-Ouest de l'Ontario, du Centre-Ouest du Manitoba et du Centre de la Colombie-Britannique (fig. 18). Il faut toutefois faire preuve d'une certaine prudence en utilisant ces données, parce que la couverture du BBS est limitée pour de nombreuses espèces (y compris les plongeons) en raison de la faible densité des parcours dans les régions septentrionales et les autres régions éloignées. Le BBS sous-estime probablement l'abondance du Plongeon huard, parce que ce relevé n'assure pas une bonne couverture de la forêt boréale.

Pendant les travaux du Maritime Breeding Bird Atlas (de 1986 à 1990), des Plongeons huards ont été enregistrés dans 506 (soit 33,1 p. 100) des 1 529 parcelles étudiées (de 10 km de côté), des oisillons n'ayant pas l'âge de voler ont été enregistrés dans 185 parcelles (ou 12,1 p. 100), et des nids, dans 47 parcelles (soit 3,1 p. 100) (Erskine 1992). Erskine (1992) mentionne qu'il y a moins de plongeons dans les régions où le substrat rocheux est sédimentaire (Est du Nouveau-Brunswick, Nord de la Nouvelle-Écosse, Île-du-Prince-Édouard), en raison de l'absence ou de la rareté de lacs qui leur conviennent.

Dans le Sud du Québec, le Plongeon huard a été signalé dans 998 des 2 464 parcelles de l'atlas (soit dans

Tableau 8
Estimation du nombre de Plongeons huards au Canada, couples territoriaux et individus (adapté d'Evers [2000], comporte des renseignements supplémentaires)

Province/territoire	Nombre de couples territoriaux	Nombre d'individus adultes	Source[a]
Ontario[b]	97 000	232 800	1
Québec[b]	50 000	120 000	2
Territoires du Nord-Ouest[b]	45 000	108 000	3
Colombie-Britannique[b]	25 000	60 000	4
Manitoba[c]	10 000–12 000	28 800	5
Nunavut[b]	5 000	12 000	3
Saskatchewan	1 500–2 000	4 800	6
Nouvelle-Écosse[d]	1 200	2 880	7
Nouveau-Brunswick[d]	1 000	2 400	7
Alberta	1 000	2 400	8
Yukon	200	480	9
Île-du-Prince-Édouard	1	2	10
Terre-Neuve-et-Labrador	Pas de données		
Total estimé	236 901 – 239 401	574 562	

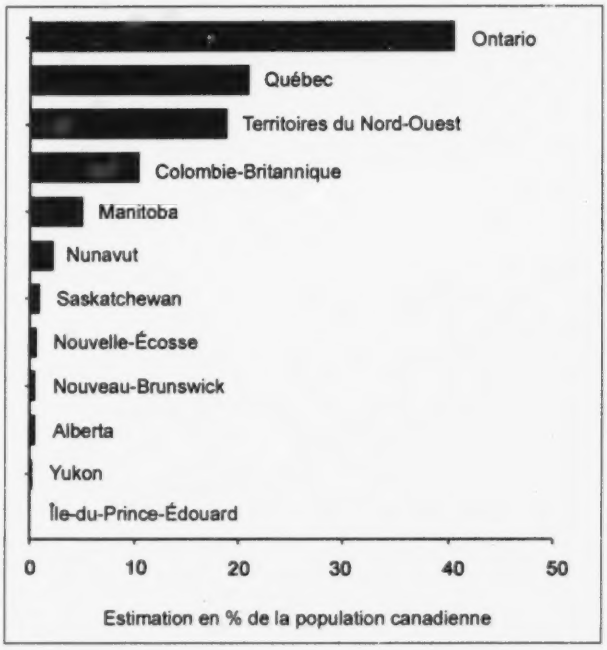
[a] Tiré des sources suivantes :
1. Wayland et McNicol (1990).
2. D. Bordage, Service canadien de la faune – région du Québec, commun. pers.
3. J. Hines, Service canadien de la faune – région des Prairies et du Nord, commun. pers.
4. A. Breault, Service canadien de la faune – région du Pacifique et du Yukon, commun. pers.
5. B. Koonz, ministère des Ressources naturelles du Manitoba, commun. pers.
6. A. Brazda, U.S. Fish and Wildlife Service, commun. pers.
7. Erskine (1992).
8. Federation of Alberta Naturalists, commun. pers.
9. Evers (2000).
10. J. Kerekes, commun. pers. à Evers (2000).

[b] Les chiffres sont extrapolés surtout à partir des données de recensements aériens de la sauvagine, dans lesquels le nombre de « couples territoriaux » est déterminé au printemps et à l'été. Les plongeons sont en général dénombrés de façon accessoire au cours de ces relevés et leur nombre est peut-être sous-estimé. Parce que 80 p. 100 seulement de la population adulte de plongeons forme des couples reproducteurs qui occupent un territoire, une « population tampon » correspondant à 20 p. 100 de ces estimations a été ajoutée (Evers 2000).
Au Québec, les relevés par hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir, qui couvrent une superficie de 500 000 km^2, ont permis de dénombrer 25 000 couples nicheurs en 1997. Cette enquête portant sur les canards de surface, il est probable que le nombre de Plongeons huards soit sous-estimé; nous avons par conséquent doublé ce nombre et obtenu 50 000 couples (D. Bordage, Service canadien de la faune – région du Québec, commun. pers.). Cette estimation entre dans l'éventail mentionné par Evers (2000) (75 000 couples) et par DesGranges et Laporte (1979) (35 000 couples) pour le Québec.
En Ontario, des parcelles (2 km × 2 km) ont été situées de façon systématique (25 parcelles pour un bloc de 100 m de côté) à l'aide d'une grille de Mercator transverse universelle (MTU) formant neuf blocs couvrant la plus grande partie du Nord-Est de l'Ontario entre le 45^e degré et le 48^e degré de latitude Nord (McNicol et coll. 1987; Ross 1987; Ross et Fillman 1990).

[c] Estimation approximative reposant sur une trentaine d'années d'observation des oiseaux dans cette province. (Les extrapolations à partir de la superficie des lacs et de la densité des plongeons échantillonnés ne conviennent pas pour le Manitoba parce qu'il s'y trouve de nombreux grands lacs sans plongeon.)

[d] Les estimations pour la Nouvelle-Écosse sont fondées sur l'hypothèse selon laquelle il y a de un à deux couples de plongeons dans chacune des parcelles de 10 km de côté où la nidification a été confirmée ou considérée comme probable pendant l'enquête du Maritime Breeding Bird Atlas; l'ajout d'une petite fraction permet de tenir compte des parcelles non échantillonnées. Rien n'indique qu'il y a eu nidification à l'Île-du-Prince-Édouard avant 1992, mais une couvée a été signalée (au Fichier de nidification des Maritimes) un an plus tard (A.J. Erskine, Service canadien de la faune – région de l'Atlantique, commun. pers.).

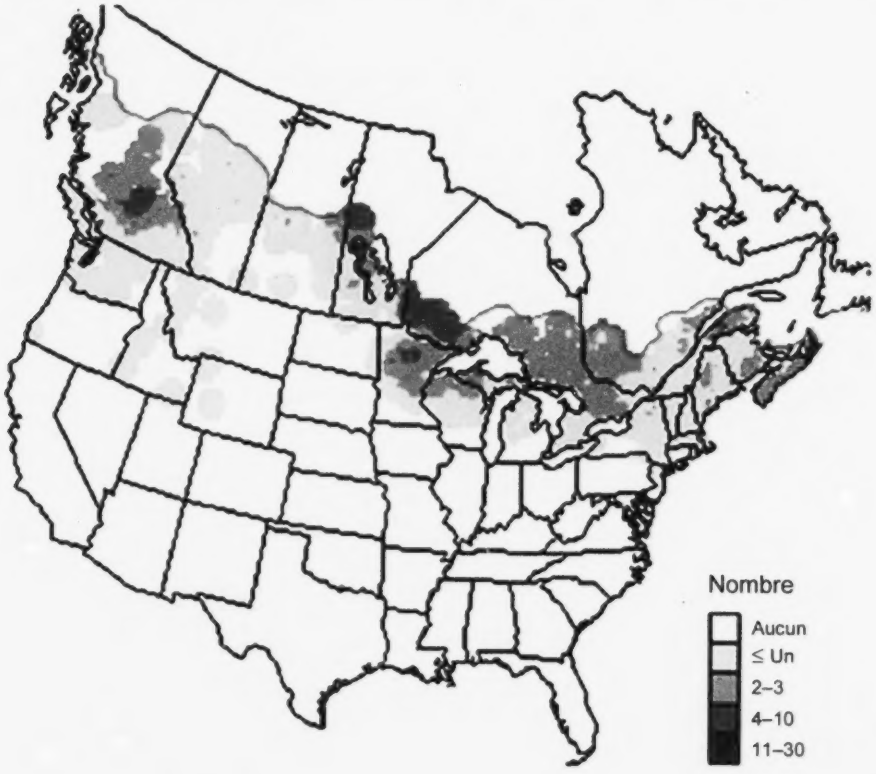
Figure 17
Pourcentage de la population de Plongeons huards dans les différentes provinces et les différents territoires du Canada



40,5 p. 100); 451 (ou 45,2 p. 100) de ces plongeons étaient peut-être des oiseaux nicheurs, 350 (ou 35,1 p. 100) en étaient probablement et 197 (c.-à-d. 19,7 p. 100) en étaient certainement (Alvo 1995). La plupart des plongeons sont observés dans les Laurentides, les plateaux de l'Abitibi et l'île d'Anticosti, où il existe de grands plans d'eau en abondance (Alvo 1995). Les relevés aériens effectués de 1990 à 1992 indiquent la présence de 2 à 16 couples/100 km^2 dans les Laurentides et en Abitibi (D. Bordage, SCF – région du Québec, données inédites). DesGranges et Laporte (1979) ont estimé que la densité des couples reproducteurs au Québec était dix fois plus élevée au sud qu'au nord du 50^e parallèle dans les Laurentides et les Appalaches. Dans les régions septentrionales du Québec, la forte proportion de lacs où il n'y a pas de poisson ou dont les eaux sont troubles est un facteur qui limite les populations de plongeons (DesGranges 1989).

En Ontario, les plongeons sont abondants dans le Bouclier canadien des régions des Grands Lacs et du bassin du Saint-Laurent, et de la forêt boréale (Dunn 1987). Dans la zone des observations du BBS, leur abondance est maximale dans la région du lac des Bois (fig. 18). À toutes fins utiles, les plongeons sont maintenant absents de la zone de la forêt carolinienne où ils nichaient auparavant (Dunn 1987). Pendant les travaux de l'Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario (de 1981 à 1985), des Plongeons huards ont été signalés dans 1 007 (soit 55 p. 100) des 1 824 parcelles étudiées. Il y avait peut-être des plongeons nicheurs dans 21 p. 100 des parcelles, il y en avait probablement dans 34 p. 100 et certainement dans 45 p. 100. Dans le Nord-Est et le Centre de l'Ontario, la plus forte densité de plongeons (déterminée à partir de relevés de la sauvagine) se trouvait dans la région de Chapleau (22 couples/100 km^2) et de Gogama (21 couples/100 km^2), et la plus faible, dans la région de Sault Ste. Marie (4 couples/100 km^2); la densité moyenne générale dans cette région était de 13 couples/100 km^2 (McNicol et coll. 1987). Une des notes du tableau 8 résume la méthodologie de cette enquête.

Figure 18
Répartition géographique et abondance relative (nombre par parcours de 50 arrêts) du Plongeon huard pendant l'été, de 1982 à 1996, d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) (Sauer et coll. 2000). La ligne verte indique la limite septentrionale de cette enquête.



Les plongeons sont abondants dans la région entourant Flin Flon, Cranberry Portage, Snow Lake et La Pas, au Manitoba, où les lacs reposent sur du calcaire et étaient recouverts par le lac glaciaire Agassiz. Le pH de ces lacs est relativement élevé, et ces derniers ont de nombreuses îles et rides de plage ainsi que des populations de poisson importantes (voir Yonge 1981). Yonge (1981) a conclu que la population moyenne était d'une centaine de couples, soit un couple/40 ha, au lac Hanson, en Saskatchewan (à 80 km à l'ouest de Flin Flon), et considéré cette densité comme représentative des lacs de la région. De plus, un grand nombre de plongeons non reproducteurs se rassemblent apparemment dans ces régions et seraient probablement comptés par le BBS. Les plongeons sont toutefois remarquablement absents de nombreux grands lacs de Saskatchewan, parce que 1) ces lacs sont trop grands et trop peu profonds et que l'action des vagues, les fluctuations du niveau de l'eau ou la turbidité y sont excessives, 2) le substrat de calcaire ne fournit pas de sites où l'élévation ou le couvert végétatif conviennent à la nidification ou 3) les lacs de cette région ont des stocks de poisson peu abondants ou leurs poissons sont inaccessibles par les plongeons (B. Koonz, Direction de la faune, ministère des Ressources naturelles du Manitoba, commun. pers.).

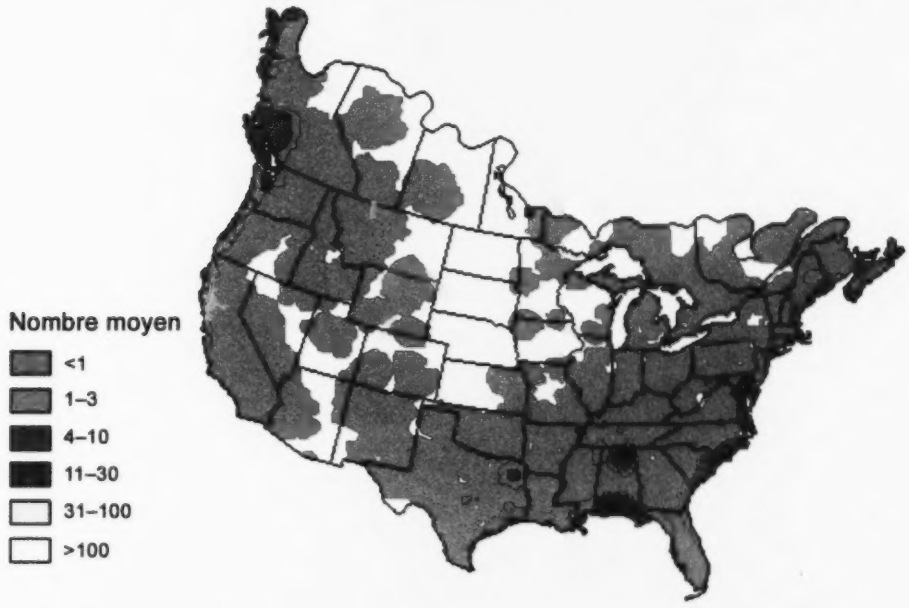
De même, le Plongeon huard est absent ou extrêmement rare et localisé dans les cuvettes du Sud du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta (comme le montre le BBS; Sauer et coll. 2000) en raison de la faible profondeur des plans d'eau, de la pauvreté des stocks de poisson et de l'intensité élevée de l'activité agricole et humaine dans cette région (Vogel 1997; D. Nieman, SCF – région des Prairies et du Nord, commun. pers.).

En Saskatchewan, il y avait des plongeons nicheurs dans 249 des 724 parcelles du relevé (soit dans 34 p. 100 de celles-ci); il y avait peut-être des oiseaux nicheurs dans 16 p. 100 des parcelles, il y en avait probablement dans 12 p. 100 et certainement dans 6 p. 100. Cette espèce est un « résident habituel en été dans le Nord de la Saskatchewan, jusqu'au lac Redberry, à la région de Yorkton, au lac Nickle et à Moose Mountain au sud » [trad.] (Smith 1996). L'atlas de la Saskatchewan repose toutefois sur des enregistrements historiques et certaines observations sur le terrain, et ne peut être comparé aux relevés intensifs effectués sur cinq à dix ans dans certaines autres provinces.

En Alberta, la plupart des Plongeons huards reproducteurs signalés se trouvaient dans la forêt boréale et la prairie-parc; très peu d'observations proviennent de la zone des prairies (Semenchuk 1992). Pendant les travaux de l'Atlas des oiseaux nicheurs, des plongeons ont été signalés dans 760 des 2 206 parcelles du relevé (soit 34,5 p. 100) qui se trouvaient en Alberta. Il est fait mention de nidification dans 26,7 p. 100 des parcelles; la nidification est possible dans 29,8 p. 100 de celles-ci, probable dans 30,3 p. 100 et certaine dans 40,0 p. 100.

En Colombie-Britannique, selon le BBS et des enregistrements de nidification, les Plongeons huards sont plus abondants dans les plateaux Thompson–Okanagan et Fraser,

Figure 19
Répartition et abondance hivernales (nombre par parcours de 50 arrêts) du Plongeon huard en Amérique du Nord, estimées à partir du Recensement d'oiseaux de Noël (RON) (Sauer et coll. 1996)



et le bassin du fleuve Fraser qu'ailleurs (Campbell et coll. 1990). Au Yukon, le Plongeon huard est très abondant dans le Sud, où la nidification est confirmée à la source de la rivière Stewart, dans la région du lac Chapman, au centre du territoire, et à Old Crow F!ats, dans le Nord. En juin 1986, il y avait un grand nombre de nids aux lacs Scoby, près de la rivière Coal, dans le Sud-Est du Yukon (base de données Birds of the Yukon, SCF – région du Pacifique et du Yukon, données inédites).

Le Recensement d'oiseaux de Noël (RON), un programme bénévole exécuté en Amérique du Nord depuis 1959, indique que la plupart des plongeons passent l'hiver aux États-Unis, sur les côtes atlantique, pacifique et du golfe du Mexique (fig. 19).

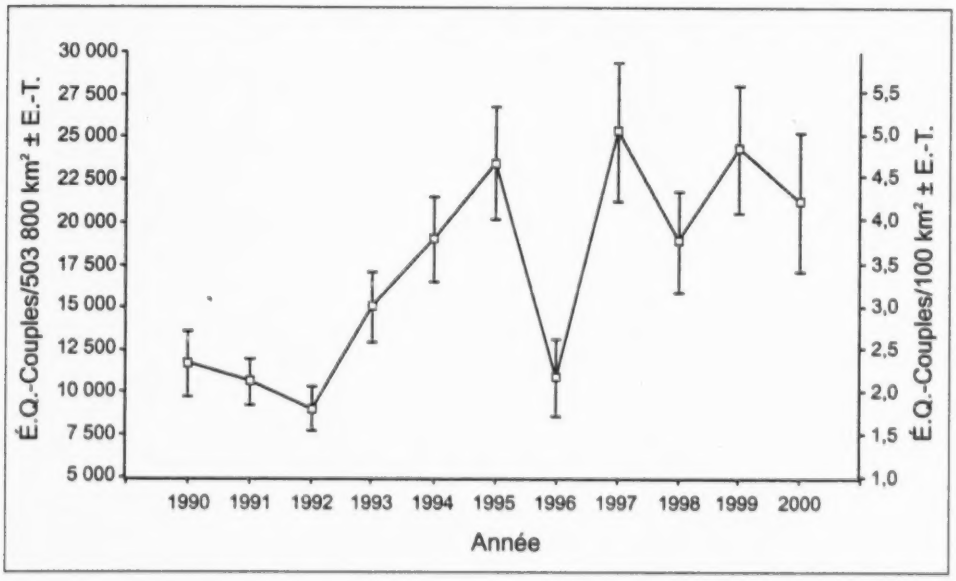
4.3 Tendances démographiques

Des éléments semblent indiquer que le Plongeon huard ne fréquente plus certaines parties de son ancienne aire de répartition, en particulier à la limite méridionale de son aire de reproduction (McIntyre et Barr 1997). En Ontario, les plongeons sont disparus au sud du 43°30' de latitude Nord (Peck et James 1983), surtout par suite des activités agricoles et de l'urbanisation (Dunn 1987). Bien que la plus grande partie de leur aire de répartition historique soit occupée dans les Maritimes, Erskine (1992) estime que le nombre de plongeons a diminué de 33 p. 100 à 55 p. 100 depuis la colonisation par les Européens.

Il existe relativement peu de données sur les tendances à long terme en matière d'abondance ou sur les paramètres reproductifs pour le Plongeon huard au Canada. Les sources de données sur les paramètres démographiques des plongeons sont l'Inventaire canadien des Plongeons huards (ICPH) (McNicol et coll. 1995a; http://www.bsc-eoc.org/icphdesc.html), les dénombrements aériens de la sauvagine, surtout dans le cadre des plans conjoints du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine (dates diverses), le BBS 1967-1998 (Dunn et coll. 2000), le Recensement d'oiseaux de Noël (Sauer et coll. 1996) et Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) (J. Larivée et A. Cyr, Association québécoise des groupes d'ornithologues, commun. pers.). Quelques études à long terme ont par ailleurs évalué les paramètres et les tendances démographiques en certains endroits précis, entre autres le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, la région de Lepreau, au Nouveau-Brunswick et le parc national de la Mauricie, au Québec (Burgess et coll. 1998a,b; Kerekes et Masse 2000).

Pour les provinces de l'Atlantique, des dénombrements effectués au printemps par hélicoptère fournissent des données sur les couples de plongeons nicheurs au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve-et-Labrador. Pour le Nouveau-Brunswick, aucune tendance significative quant aux densités de plongeons reproducteurs ne se dégage de ces données pendant la période allant de 1990 à 1999; pour la Nouvelle-Écosse cependant, il s'est produit une diminution significative du nombre de plongeons adultes pendant la même période (N. Burgess, SCF – région de l'Atlantique, commun. pers.). Dans le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, aucune tendance n'est décelable. Le nombre d'adultes n'a pas changé et, bien que le succès de l'envol ait diminué pendant quelques années (Kerekes et Masse 2000), il est récemment revenu au niveau observé pendant les années 1980, c'est-à-dire à un niveau beaucoup plus faible (~0,3 juvénile par couple résident) que la moyenne pour l'Est de l'Amérique du Nord (~0,5 ou

Figure 20
Nombre de Plongeons huards au Québec, de 1990 à 2000, pendant les relevés en hélicoptère du Plan conjoint sur le Canard noir



0,6 juvénile par couple résident) (J. Kerekes, SCF – région de l'Atlantique, commun. pers.).

Selon les dernières analyses d'ÉPOQ (J. Larivée, Association québécoise des groupes d'ornithologues, commun. pers.), les populations de plongeons ont été stables au Québec de 1980 à 2000. Cette conclusion est appuyée par les dénombrements des Canards à sourcils effectués par hélicoptère, selon lesquels le nombre de plongeons est stable ou à la hausse (LePage et Bordage 1998; L. Champoux, SFC – région du Québec, commun. pers.; fig. 20).

En Ontario, le nombre de plongeons semble stable ou à la hausse dans l'ensemble, selon les données de relevés de la sauvagine (Ross 2002), mais non d'après l'analyse des tendances temporelles du rendement de la reproduction du Plongeon huard (Jeffries et coll. 2003). Des données sur le succès de la reproduction du plongeon ont été recueillies par le personnel du SCF ou des bénévoles de l'ICPH pour 292 lacs situés dans trois régions du programme de biosurveillance des précipitations acides du SCF dans le Centre de l'Ontario (Jeffries et coll. 2003) entre 1987 et 1999. Après que les effets de la région et du pH du lac sont pris en compte, une tendance négative significative se dégage pendant cette période quant à la proportion de couples observés dont on estime qu'au moins un petit a vécu jusqu'à l'envol. Ces résultats confirment l'importance de l'influence du pH des lacs sur le succès de la reproduction des plongeons, mais les tendances du rendement de la reproduction étaient semblables dans le temps pour les lacs de toutes les catégories de pH, ce qui signifie que d'autres facteurs que le seul pH sont impliqués dans la baisse du succès de la reproduction. Il faut d'autres données, en particulier sur les interactions entre des attributs importants de la population (p. ex. caractères démographiques, tendances en matière d'expansion) et d'autres agresseurs associés à l'acidité (p. ex. le mercure, la température et le climat) pour concilier les observations actuelles selon lesquelles les populations adultes sont stables ou à la hausse, mais le rendement de la reproduction est à la baisse. L'analyse des données de l'ICPH indique que même des périodes de dix ans ne sont pas assez longues pour permettre de circonscrire de façon certaine les tendances des paramètres reproductifs du plongeon et que les variations annuelles de la productivité du plongeon peuvent être assez fortes.

Une analyse récente des données des enquêtes sur les oiseaux nicheurs pour tout l'Est du Canada (fig. 21) indique une tendance globale à la hausse du nombre de couples de plongeons pendant la période allant de 1990 à 2000, le taux global d'augmentation étant de 16,6 p. 100 par année ($P < 0,05$; Collins 2000). Des augmentations significatives sont également observées dans la plupart des strates géographiques; strate 2 [région boréale orientale (Terre-Neuve, Sud du Labrador, côte nord-est du Québec)], augmentation annuelle de 67,5 p. 100; strate 3 [région boréale centrale (forêt boréale de l'Est du Québec)], augmentation annuelle de 78,0 p. 100; strate 4 [région boréale occidentale (forêt boréale de l'Ouest du Québec et forêt boréale de l'Ontario)], augmentation annuelle de 11,9 p. 100; fig. 21). Une tendance significative à la baisse (diminution annuelle de 5,9 p. 100; fig. 21) n'est observée que dans une seule strate, strate 1 [hautes terres de l'Atlantique (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, côte sud du Québec)]). Dans l'ensemble, la densité moyenne de la reproduction (nombre de couples reproducteurs indiqués au 100 km²) du Plongeon huard dans les relevés de l'Est du Canada oscille entre 6,4, en 1991, et 15,4, en 1997 (Collins 2000). Les données analogues pour l'Ouest du Canada sont rares; sauf pour le dénombrement accessoire de plongeons effectué pendant des relevés de la sauvagine, on sait relativement peu de choses sur le nombre de plongeons ou les tendances démographiques de cet oiseau dans l'Ouest du pays.

Une autre source de données à partir de laquelle il est possible de dériver des tendances démographiques, c'est le BBS, mais il faut répéter que, pour la surveillance des tendances chez les espèces aquatiques, comme le Plongeon huard, le BBS présente des limites. Les résultats de ce relevé, que ce soit à l'échelle nationale ou à celle de l'écozone,

Figure 21
Tendances démographiques estimées pour le Plongeon huard dans l'Est du Canada, d'après des recensements annuels des couples reproducteurs signalés (Collins 2000). Strate 1 = hautes terres de l'Atlantique (Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick, côte sud-est du Québec), strate 2 = région boréale orientale (Terre-Neuve, Sud du Labrador, côte nord-est du Québec), strate 3 = région boréale centrale (forêt boréale de l'Est du Québec), strate 4 = région boréale occidentale (forêt boréale de l'Ouest du Québec et forêt boréale de l'Ontario) (adapté de Collins 2000).

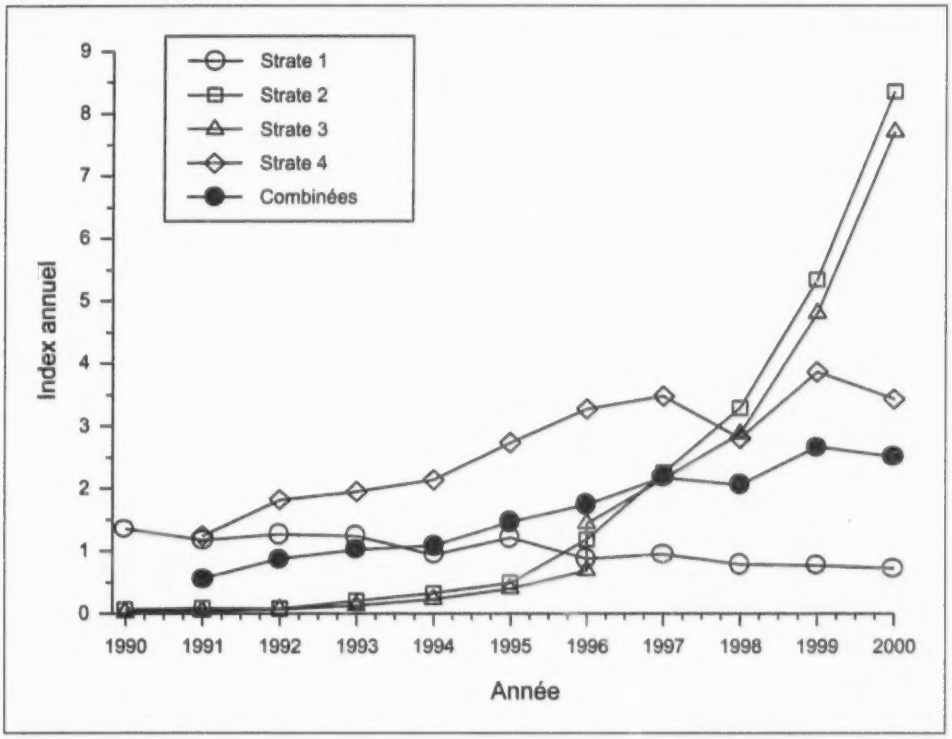


Tableau 9
Tendances démographiques dans différentes écozones du Canada d'après le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) (Dunn et coll. 2000)

	1967–1998		1989–1998	
Écozone	Tendance[a]	n[b]	Tendance[a]	n[b]
Tout le Canada	1,7**	289	5,0*	198
Bouclier boréal	0,3	109	2,4	70
Maritime de l'Atlantique	3,3	54	10,6	34
Plaines à forêts mixtes	12,6	17	14,7	15
Plaines boréales	4,3	39	8,8**	32
Maritime du Pacifique	13,4*	16		
Cordillière alpestre	3,6	41	3,0	30

[a] % de changement annuel; ** indique une tendance significative à $P < 0,15$; * indique une tendance significative à $P < 0,05$.
[b] n = nombre total de parcours du BBS ayant servi au calcul de la tendance.

indiquent néanmoins que les populations canadiennes de Plongeons huards sont stables ou à la hausse (tableau 9; fig. 22). Pour l'ensemble du Canada, l'augmentation de la population est légèrement significative ($P < 0,15$) à long terme et significative ($P < 0,05$) au cours de la dernière décennie (table 9; Dunn et coll. 2000). Rien n'indique que les populations diminuent dans une écozone ou une autre. Des augmentations légèrement significatives se sont produites dans l'écozone des plaines boréales (de 1989 à 1998) et une augmentation significative a eu lieu dans l'écozone maritime du Pacifique, de 1967 à 1998.

Le RON (Sauer et coll. 1996) ne peut pas fournir d'estimation des tendances pour le Plongeon huard, parce que la plupart des individus passent l'hiver au large et ne sont pas enregistrés par des observateurs se trouvant sur le continent. Au Canada, les plus fortes concentrations de plongeons relevées par le RON se trouvent en Colombie-Britannique et dans la partie sud du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse.

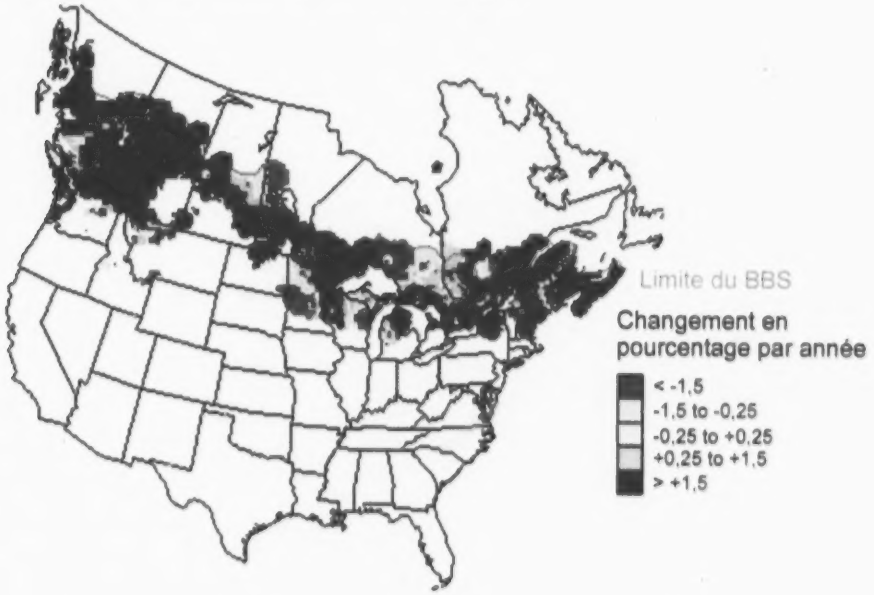
Le nombre de plongeons augmente dans certaines parties du Nord-Est des États-Unis où ils étaient officiellement disparus à l'échelle locale (p. ex. dans certaines régions de la Nouvelle-Angleterre, comme le Sud du New Hampshire et du Vermont) et dans le Nord-Ouest (parties du Nord-Est de l'État de Washington et bande de terre de l'Idaho). Dans d'autres États, des diminutions déjà connues se poursuivent (p. ex. dans certaines régions du Michigan; Evers 2000).

En résumé, peu d'observations indiquent une baisse généralisée des populations de plongeons au Canada. Cependant, les données disponibles ne sont pas assez solides pour nous permettre d'affirmer avec certitude qu'il n'y a pas de diminution, d'autant plus qu'il y a très peu de surveillance adéquate des populations de Plongeons huards. Des données ont été recueillies dans certaines régions de l'Est du Canada sur des diminutions régionales ou locales de la productivité ou de la densité de la reproduction.

4.4 Modélisation de la population

La modélisation des populations d'espèces sauvages est devenue extrêmement fréquente et perfectionnée au cours

Figure 22
Tendances (changement moyen en pourcentage par année de 1966 à 1996) relatives au nombre de Plongeons huards estimé d'après les données du Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) (Sauer et coll. 2000). D'après ces données, la population de plongeons augmente à l'échelle régionale dans la plus grande partie de l'aire de répartition de cet oiseau au Canada. La ligne verte indique la limite septentrionale de cette enquête.

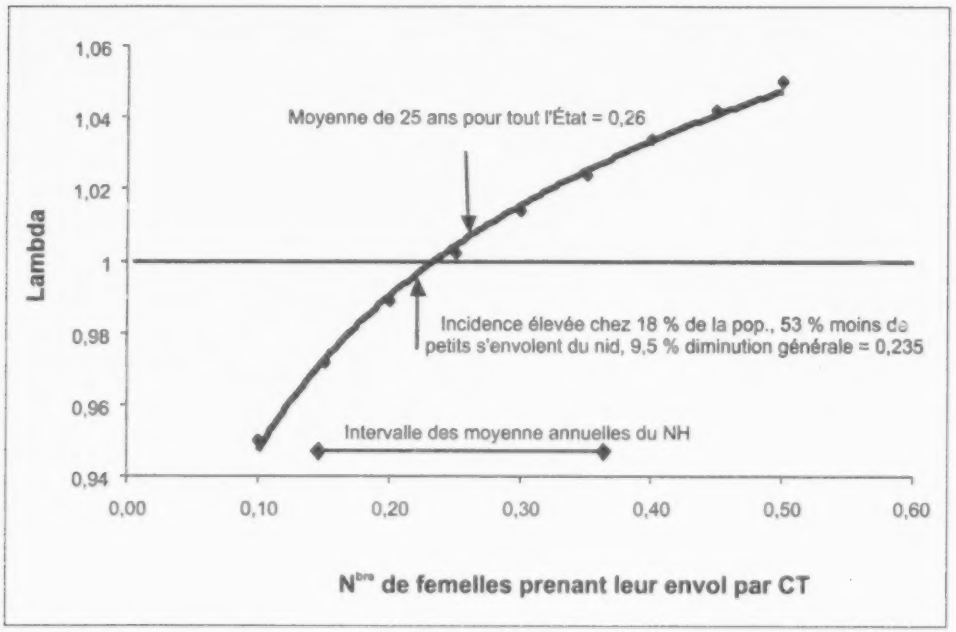


des deux dernières décennies (Clobert et Lebreton 1991; Lebreton et coll. 1992; McDonald et Caswell 1993), et de nombreux programmes logiciels sont maintenant conçus expressément pour la modélisation et la prise de décisions (p. ex. pour la gestion du Canard noir *Anas rubripes* : http://fisher.forestry.uga.edu/blackduck/software.html). La modélisation matricielle, pour laquelle il faut avoir recours à des formules algébriques complexes, ne sera que brièvement décrite ici; pour un examen détaillé de la question, voir Caswell (1989) et McDonald et Caswell (1993). Il existe de nombreuses versions de modèles, soit non structurés, soit structurés selon l'étape ou l'âge. La matrice de Leslie est un modèle bien connu, structuré selon l'âge et adapté à de nombreuses espèces aviaires (McDonald et Caswell 1993). Comme alternative, plutôt que de simplement classer les individus d'après leur âge, un chercheur peut aussi utiliser des modèles structurés selon les étapes, ce qui lui permet de définir des catégories en fonction de nombreuses variables d'intérêt biologique : l'emplacement géographique, le statut social, la qualité de l'habitat, l'étape de la croissance, etc. Les modèles de matrices incluent l'analyse de sensibilité, c'est-à-dire qu'ils permettent aux chercheurs de déterminer objectivement les paramètres du cycle vital qui sont les plus importants dans une perspective écologique ou évolutionniste; la recherche sur le terrain peut ensuite porter en priorité sur ces paramètres (McDonald et Caswell 1993). Il est possible de construire des modèles de matrice en se servant du graphique du cycle vital; ces modèles incluent la variation stochastique et les non-linéarités dépendantes de la densité nécessaires à la modélisation de simulations.

La modélisation de simulations a été effectuée pour bon nombre d'espèces d'oiseaux; les plus dignes de mention en Amérique du Nord sont peut-être celles qui ont été réalisées pour la Chouette tachetée du Nord *Strix occidentalis* (Franklin et coll. 1996; Raphael et coll. 1996) et le Geai à gorge blanche *Aphelocoma coerulescens* (Fitzpatrick et Woolfenden 1989), ainsi que pour plusieurs espèces en péril (voir McDonald et Caswell 1993). Pour les espèces qui vivent longtemps, comme le Plongeon huard, un modèle structuré selon l'âge convient le mieux; Evers et coll. (2001) en a utilisé un pour modéliser les effets du mercure sur les populations de plongeons de la Nouvelle-Angleterre. L'intégration des effets de l'exposition à des contaminants environnementaux (p. ex. l'ingestion de pesées de plomb) à ces modèles ne diffère pas essentiellement de l'examen des effets d'un facteur quelconque de la mortalité indépendant de la densité (p. ex. les effets de la mortalité due à la chasse sur les populations d'oiseaux considérés comme gibier; Johnson et Williams 1999).

Des tentatives récentes de modélisation des effets des contaminants, à partir du niveau de l'individu jusqu'au niveau de la population, ont été effectuées pour quelques espèces aviaires (Walker et coll. 1996). Ainsi, Sibly et coll. (2000) ont examiné les effets d'un insecticide à base de cyclodiène, la dieldrine, sur les taux de croissance de la population de l'Épervier d'Europe *Accipiter nisus* en se servant de données sur le cycle vital provenant de deux régions de la Grande-Bretagne. Ils ont pu montrer qu'un empoisonnement aigu à la dieldrine faisait augmenter le taux de mortalité instantanée de 0,20/année (de 0,48/année – le taux de mortalité « naturel » – à 0,68/année) et provoquait une diminution de la population de 20 p. 100/année (λ = 0,82/année; scénario 1). Dans le scénario 2, qui associait les effets létaux et sublétaux de la dieldrine, la diminution était de 60 p. 100/année. Dans ce scénario, les effets dépendants de la densité (le taux de croissance de la population augmente de façon linéaire pendant que la densité diminue) maintiennent la population à 64 p. 100 de son niveau antérieur. Sibly et coll. (2000) se sont également demandé quelles réductions de la fécondité ou de la survie induites à

Figure 23
Taux de croissance de la population (lambda) par rapport au succès de la reproduction chez le Plongeon huard du New Hampshire (tiré de Evers et coll. 2001). CT = couple territorial.



long terme par la dieldrine pourraient être tolérées par une population en croissance et ont conclu que la fécondité pourrait être réduite de moitié (de 2,07 à 1,04) et que la survie des adultes pourrait passer de 0,74 à 0,55.

Il y a de toute évidence beaucoup trop d'inconnues, dans le cas des plongeons au Canada, pour effectuer le type d'analyse que Sibly et coll. (2000) ont faite pour l'Épervier d'Europe en Grande-Bretagne. La proportion de la population des éperviers de la Grande-Bretagne chez qui la concentration de dieldrine dans le foie était très élevée (>9 µg/g) pouvait être estimée avec certitude, parce que ces oiseaux avaient été échantillonnés activement pendant de nombreuses années et que leur concentration de dieldrine était mesurée et consignée. Une surveillance semblable de l'exposition au plomb chez les plongeons n'a pas été réalisée; la proportion de la « population » de plongeons canadiens fortement exposée au plomb n'est par conséquent pas connue. Même si la concentration de plomb dans le sang était surveillée, les données ne pourraient servir à déterminer les taux d'ingestion de pesées de plomb, parce que l'empoisonnement qui en résulte est extrêmement toxique. Soit aucun plongeon de l'échantillon n'a avalé de pesée et, par conséquent, la concentration du plomb dans le sang est uniformément faible pour tous, ou un certain nombre d'individus ont ingéré une pesée et ont rapidement péri, et ne font ainsi certainement pas partie des recherches sur les échantillons de sang. Il n'existe pas d'estimation sûre du nombre total de plongeons qui meurent chaque année d'empoisonnement provoqué par les pesées de plomb, ni des taux d'ingestion de pesées de plomb pour l'une ou l'autre des populations de plongeons au Canada.

Au New Hampshire, Evers et coll. (2001) ont modélisé les effets sur les plongeons de l'exposition au mercure que renferment leurs aliments, en utilisant 25 années de données démographiques recueillies pour 1 276 adultes et 955 juvéniles, et ont conclu que 133 lacs seulement sur plus de 700 qui conviendraient sont occupés par les plongeons dans cet État. Il est possible que l'exposition au mercure soit l'un des facteurs limitant l'expansion de la population. Les plongeons utilisant des habitats où le risque d'une forte exposition au mercure est élevé avaient 15 p. 100 de nids, 51 p. 100 d'œufs et 45 p. 100 de petits de moins que ceux qui utilisaient des habitats où le risque est faible. En se servant d'estimations de trois grands paramètres de la population (survie annuelle des adultes, 95 p. 100, survie annuelle des juvéniles, 60 p. 100, et âge moyen à la première nidification, 7 ans), Evers et coll. (2001) ont modélisé, à l'aide de matrices de la population de Leslie, les effets du mercure sur les populations de plongeons du New Hampshire (fig. 23). Ils ont également utilisé l'analyse de l'élasticité pour simuler la réponse éventuelle du taux de croissance de la population à une modification proportionnelle d'un trait particulier du cycle vital. Cette modélisation montre que, lorsque 18 p. 100 de la population de plongeons est touchée par le mercure, 53 p. 100 de jeunes de moins survivent, et la population dans son ensemble diminue de 9,5 p. 100/année (fig. 23). Cette modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel RAMAS (Akçakaya et coll. 1999).

Pour modéliser la réaction d'une population locale ou régionale de plongeons à un agresseur environnemental particulier, comme l'empoisonnement par ingestion de pesées de plomb, il faut connaître au moins cinq paramètres et les effets de l'agresseur sur chacun : 1) la fertilité (le succès de la reproduction), 2) la proportion par âge des reproducteurs, 3) les taux d'immigration et d'émigration (expansion), 4) les taux de survie des adultes et des juvéniles et 5) la densité de la population (Clobert et Lebreton 1991).

Il est possible d'estimer le succès de la reproduction (le nombre moyen de jeunes qui vivent jusqu'à l'envol par couple territorial) en se fondant sur plusieurs études de durée

variable réalisées au Canada et aux États-Unis. Par exemple, le nombre moyen de petits par couple territorial était de 0,57 (intervalle de 0,20 à 1,00) dans le parc national de la Mauricie au Québec (Kerekes et Masse 2000), de 0,54 dans la région du lac Hanson, en Saskatchewan (Yonge 1981), de 0,40 au Centre-Nord de l'Alberta (Gingras et Paszkowski 1999) et de 0,28 dans le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse (Kerekes et coll. 1995). Au New Hampshire, 68 p. 100 en moyenne des couples territoriaux essaient de nicher, et 0,52 petit prend son envol par couple territorial, selon une base normalisée dont les données portent sur 22 ans et l'ensemble de l'État (Taylor et Vogel 2000). Pour les sites du Nord du Michigan, du Wisconsin et du Minnesota, le succès de la reproduction va de 0,51 à 0,79 juvénile par couple territorial (Evers et coll. 2000).

Nous ne disposons pas de beaucoup de renseignements sur la proportion de plongeons reproducteurs selon l'âge, même pour des sites de la Nouvelle-Angleterre étudiés de façon intensive; il faut donc, pour la modélisation, estimer la probabilité qu'un adulte qui ne s'est pas encore accouplé le fasse une certaine année (Nur et Sydeman 1999). Dans les études américaines, l'âge au premier accouplement varie entre 4 et 11 ans, la moyenne étant de 7 (d'après 32 plongeons marqués). Il est important aussi de déterminer la proportion des individus de la population reproductrice éventuelle qui sont des non-reproducteurs (Nur et Sydeman 1999). Dans le Nord-Ouest de l'Ontario, Croskery (1990) a conclu que le nombre de petits prenant chaque année leur envol depuis 254 territoires actifs variait entre 57 et 67 (de 22 p. 100 à 26 p. 100) (de 1983 à 1986), plus de 80 p. 100 de ces oisillons provenant de 76 territoires seulement, ce qui signifie qu'une grande proportion de la population reproductrice ne parvient pas en général à produire un jeune prenant son envol (Croskery 1990). De même, Taylor et Vogel (2000) ont estimé que les adultes, territoriaux ou non, qui ne produisent pas de petits qui prennent leur envol forment jusqu'à 46 p. 100 de la population estivale de plongeons.

Des données ont été recueillies sur la dissémination des plongeons dans certains sites américains. Les distances variaient entre 1 km et 11 km pour les adultes reproducteurs et entre 13 km et 96 km pour les juvéniles; les adultes ayant été bagués comme juvéniles et revenant près du lac où ils sont nés établissaient un territoire distant de ce lac de 1 km à 64 km (Evers et coll. 2000, 2001). La fidélité au territoire (une autre mesure de l'immigration et de l'émigration) est supérieure à 80 p. 100 en moyenne pour les plongeons américains (Nord du Michigan, du Wisconsin et du Minnesota), mais varie selon que le territoire est formé d'une partie d'un lac, de plusieurs lacs ou d'un lac entier (fidélité de 72 p. 100, de 76 p. 100 et de 84 p. 100, respectivement). Le degré d'utilisation des différents lacs par les plongeons peut influencer la probabilité d'exposition à des contaminants, y compris les pesées de plomb, parce que la chimie de l'eau (Piper et coll. 1997) et le degré d'utilisation par l'être humain, notamment l'intensité de la pêche récréative à la ligne, diffèrent énormément selon les lacs, même des lacs adjacents. Les données sur la dissémination fournissent des renseignements sur les effets source-piège (Pulliam 1988) et sur la pertinence de la dynamique de la métapopulation (Hanski 1994), qui sont essentiels pour la modélisation démographique. Ainsi, on sait que l'émigration de plongeons appartenant à des populations de la Colombie-Britannique et du Montana a contribué au rétablissement naturel d'une population reproductrice de l'Idaho (Evers 2000). Le degré des échanges et des mélanges qui se produisent à différentes échelles géographiques est toutefois en général mal connu.

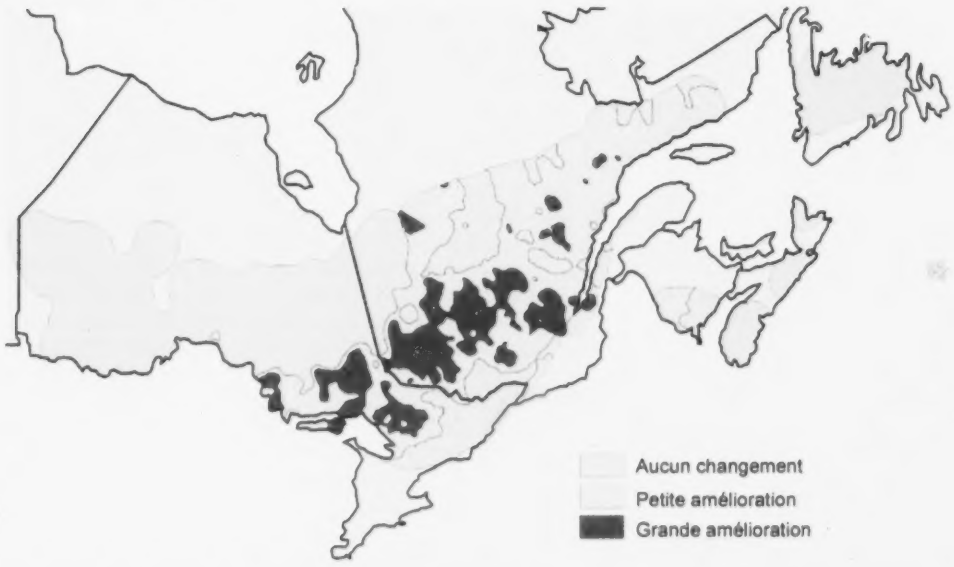
Il est possible d'estimer les taux de survie (ou de mortalité) en se fondant sur les recaptures (ou les nouvelles observations) d'oiseaux marqués et sur les oiseaux bagués retrouvés, et de les analyser à l'aide de logiciels comme SURVIV ou MARK (Clobert et Lebreton 1991; White et Burnham 1999). À partir d'observations de plus de 600 plongeons bagués faites dans le secteur supérieur des Grands Lacs de 1989 à 1998, Evers et coll. (2000) ont estimé que le taux de mortalité annuel des adultes est de 3 p. 100 à 4 p. 100, c'est-à-dire extrêmement faible par rapport à celui de presque toutes les autres espèces d'oiseaux.

L'ingestion de pesées de plomb est excessivement toxique et provoque toujours, à toutes fins utiles, la mort rapide des plongeons. Personne n'a signalé d'effets sublétaux qui, apparemment, sont rares (étant donné que la plupart des cas d'ingestion sont mortels), mais peuvent prédisposer les plongeons survivants à d'autres événements entraînant la mort, comme la collision avec une embarcation ou la noyade dans des filets de pêche (Miconi et coll. 2000). Parce que l'ingestion de pesées a en général un effet toxique aigu, recueillir des données sur les paramètres reproductifs, comme le nombre d'oisillons ayant vécu jusqu'à l'envol par couple territorial, dans les régions où les plongeons sont exposés au plomb, ne serait pas particulièrement utile; il faudrait plutôt construire un modèle matriciel de la population dans lequel l'empoisonnement au plomb est un des facteurs de la mortalité. Pour cela, des estimations précises de la mortalité provoquée par le plomb, ainsi que des autres causes de mortalité, sont nécessaires. Pour en arriver à ces estimations, il faut disposer de données précises à long terme sur le taux de survie des adultes, données qui ne peuvent être obtenues que par des enquêtes à long terme sur des individus bagués. Parallèlement, il faudrait tenir des dossiers complets de tous les décès causés par des pesées de plomb (entre autres). Si la mortalité par empoisonnement au plomb s'ajoute au taux de mortalité naturelle, alors le taux de survie, S, est :

$$S = e^{-(L+N)}$$

où L est le taux de la mortalité provoquée par les pesées de plomb et N, le taux de mortalité instantanée naturelle. Il faudrait intégrer à cette équation d'autres termes pour les taux de mortalité associés à d'autres sources anthropiques importantes (p. ex. les blessures par balle, les collisions avec des bateaux, les hydrocarbures, etc.). À l'aide des données dont nous disposons actuellement, il est impossible d'estimer avec précision la mortalité provoquée par l'ingestion de pesées de plomb, ou par toute autre cause en particulier, chez le Plongeon huard au Canada. Pour combler ce manque d'information, il faudrait effectuer des études ayant pour objet la surveillance intensive des taux de mortalité et de survie dans des groupes d'oiseaux marqués, et réunir des données précises sur l'importance relative des différentes causes de mortalité chez les plongeons dans des régions du Canada circonscrites pour cette recherche. Les chercheurs devraient recueillir les paramètres démographiques nécessaires dans différentes conditions environnementales; ils pourraient par exemple comparer une population saine de plongeons, dans une région où elle est peu, ou pas du tout, exposée à des agresseurs anthropiques (p. ex. des zones du

Figure 24
Changements prévus de la proportion de l'habitat convenant à des oiseaux ichtyophages nicheurs dans l'Est du Canada (Plongeon huard et Grand Harle) entre 1982 et 2010, après que les cibles actuelles en matière d'émissions de sulphates seront atteintes (McNicol 1999)



Nord-Ouest de l'Ontario) à une population utilisant des lacs semblables, mais sur laquelle la pêche à la ligne récréative exerce une forte pression. En outre, il ne suffit peut-être pas de déterminer la productivité globale des plongeons dans divers sites d'études, parce que certains plongeons adultes contribuent peut-être de façon disproportionnée à la productivité annuelle (Croskery 1990). Il faudra peut-être repérer ces oiseaux, car, si certains agresseurs environnementaux les touchent de manière sélective, il peut s'ensuivre des effets sur la population bien plus grands que si ce sont surtout les plongeons non productifs qui sont touchés. Nous ne disposons pas de cette information pour la plus grande partie de l'aire de répartition du Plongeon huard au Canada. Pour estimer (ou modéliser) l'influence de la mortalité provoquée par les pesées de plomb dans les populations de plongeons, il faut des études démographiques complètes permettant de déterminer les paramètres démographiques nécessaires.

Si des recherches plus intensives sur les populations de plongeons devaient être entreprises au Canada, il serait sage d'accorder la priorité aux régions pour lesquelles il existe déjà des données à long terme sur la productivité des plongeons et la chimie de l'eau des lacs ainsi que sur certains agresseurs environnementaux : le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse (Kerekes et coll. 1995; Burgess et coll. 1998a,b), le parc national de la Mauricie et le parc de la Gatineau, au Québec (Lane et coll. 2000), Algoma, Sudbury et Muskoka, en Ontario (McNicol et coll. 1995a,b), de même que certaines régions de l'Alberta (Gingras et Paszkowski 1999). Des plongeons ont déjà été marqués dans certaines de ces régions (Lane et coll. 2000), mais il n'y a pas eu en général d'étude de suivi. Il faudrait évaluer si ces régions offrent un éventail approprié de pressions exercées par la pêche récréative à la ligne. Les régions où il ne se fait pas, ou peu, de pêche récréative, seraient immunisées contre les incidences éventuelles de l'ingestion de pesées de plomb.

4.5 Établissement de correspondances entre la répartition spatiale des plongeons et les patrons géographiques de la pression exercée par la pêche à la ligne, à l'aide d'un SIG, pour modéliser les effets régionaux

Une démarche complémentaire à la modélisation des populations est l'utilisation d'un SIG pour superposer les données pertinentes du cycle vital (p. ex. le nombre de couples reproducteurs, le succès de la reproduction, la mortalité) et des renseignements sur les agresseurs chimiques et physiques connus, tels que le pH des lacs, la concentration de mercure chez les poissons, les caractères physiques des lacs, comme la superficie, la profondeur et la turbidité, les indices de l'activité humaine, comme l'importance de la présence de chalets, l'intensité de la pêche récréative à la ligne et le degré d'utilisation des bateaux à moteur et des motomarines, ainsi que des données pertinentes sur la température et la quantité de poissons. Les relations entre ces divers agresseurs éventuels et les paramètres démographiques du plongeon pourraient ensuite être établies. Puis, les autres agresseurs du modèle demeurant constants, il serait possible de simuler différents scénarios d'exposition accrue ou réduite à un agresseur en particulier (p. ex. la pression exercée par la pêche à la ligne) et les effets de cette exposition sur le succès de la reproduction ou la croissance de la population.

Une approche semblable a récemment servi à prédire à quel point les lacs acidifiés du Sud-Est du pays conviendront mieux aux couples nicheurs de Plongeons huards et de Grands Harles lorsque les cibles de 2010 pour le contrôle des émissions de sulfates auront été atteintes et que leur pH aura augmenté (fig. 24; Blancher et coll. 1992; McNicol 1999). En principe, une couche de données pour la densité des pesées de plomb pourrait être intégrée à un modèle spatial semblable. S'il n'existe pas de données sur la répartition et l'abondance réelles des pesées de plomb dans les lacs, une

couche indiquant l'intensité de la pêche à la ligne pourrait peut-être servir de substitut, si on suppose qu'il existe un lien direct entre celle-ci et la quantité de pesées de plomb dans les lacs. Pour élaborer ce modèle, il serait possible d'interpoler une carte d'isolignes représentant l'exposition possible des plongeons au plomb par l'intermédiaire des pesées et d'associer spatialement les valeurs résultantes aux données sur la productivité des plongeons dans les endroits pour lesquels ces données existent.

Pour bâtir de bons modèles prédictifs, il faut bien comprendre les relations entre l'intensité changeante de l'agression et la réponse de la population. À l'heure actuelle, nous ne comprenons pas suffisamment la relation entre la répartition des pesées de plomb ou la pression exercée par la pêche à la ligne (ou la plupart des autres agresseurs environnementaux éventuels) et la dynamique des populations de plongeons. Il faudrait peut-être d'abord adopter une démarche SIG permettant de déterminer les régions qui sont les plus « à risque », où de multiples agresseurs se chevauchent et créent des habitats dans lesquels les plongeons sont très vraisemblablement touchés de façon négative. Par exemple, des données géo-référencées sur l'intensité de la pêche récréative pourraient être superposées à des données sur l'acidité des lacs, les concentrations de mercure chez les poissons et d'autres agresseurs auxquels les plongeons sont sensibles, ce qui permettrait de déterminer dans quels environnements les plongeons sont plus susceptibles d'être exposés à des conditions dangereuses. La recherche sur le terrain pour l'étude de la dynamique des populations de plongeons pourrait alors s'effectuer dans ces endroits.

4.6 Résumé et priorités de la recherche pour l'avenir

Nous devons disposer d'estimations bien meilleures des paramètres essentiels du modèle avant de pouvoir évaluer en toute confiance les effets sur la population de la mortalité provoquée par le plomb chez le Plongeon huard. Il faudra, pour en arriver à ces estimations, effectuer une surveillance à long terme afin de recueillir des données démographiques essentielles, à partir d'études sur quelques populations choisies au Canada, représentant un large éventail de scénarios d'exposition à des pesées de plomb et à d'autres agresseurs environnementaux. Il est crucial aussi de suivre dans le temps des individus marqués afin de dériver les paramètres démographiques de différentes sous-populations. Lorsque nous disposerons de ces données, il sera possible de procéder à une modélisation matricielle et de la métapopulation à l'aide d'un logiciel comme RAMAS (voir Akçakaya et coll. 1999). Il sera aussi possible de superposer, dans un SIG, des données précises sur l'abondance et la productivité du plongeon, lorsqu'elles auront été recueillies et cartographiées, à des mesures précises de l'intensité de la pêche récréative à la ligne, de manière à déterminer s'il existe des relations négatives dans le temps entre l'utilisation de pesées de plomb et l'abondance ou la productivité du plongeon. Il incombe aux gestionnaires de la faune de décider si des études longues et coûteuses de ce genre sont nécessaires avant que des règlements ou d'autres mesures de contrôle de la fabrication, de la vente ou de l'utilisation des pesées et des turluttes en plomb soient pris, compte tenu de ce que l'empoisonnement par ingestion de pesées de plomb est l'une des principales causes de mortalité, clairement établie (et évitable) chez les plongeons reproducteurs dans le Sud-Est du Canada, où la pêche récréative à la ligne est relativement intense (section 3).

Les analyses importantes dont nous avons besoin pour connaître de façon certaine les effets sur les populations de plongeons de l'empoisonnement par ingestion de pesées de plomb sont les suivantes :

- des données sur le cycle vital des plongeons au Canada, y compris les sous-populations les plus « à risque », obtenues par l'utilisation d'oiseaux marqués afin de dériver les paramètres démographiques importants;
- des analyses d'ADN afin de mieux définir les « populations » et de mieux comprendre les effets source-piège et la structure de la métapopulation du Plongeon huard au Canada;
- l'intégration de plusieurs agresseurs environnementaux à une analyse spatiale à grande échelle à l'aide d'un SIG.

5. Initiatives visant à réduire les incidences des pesées et des turluttes en plomb sur les espèces sauvages et l'environnement

5.1 Fabrication de pesées et de turluttes sans plomb

De nombreuses matières non toxiques peuvent servir à la fabrication de pesées et de turluttes, notamment l'étain, l'acier, le bismuth, le tungstène, le caoutchouc et l'argile. Ces matières diffèrent quant aux types d'utilisation auxquels elles conviennent, en raison de divers facteurs, comme la malléabilité et la densité. Les pesées d'acier, d'étain et de bismuth comptent parmi les premières pesées de rechange vendues aux États-Unis et au Canada; on produit toutefois maintenant une grande variété de pesées et de turluttes non toxiques. La plupart des fabricants de pesées non toxiques se trouvent aux États-Unis, mais plusieurs entreprises au Canada disent produire des pesées et des turluttes sans plomb (tableau 10).

Les pesées d'étain, d'acier et de bismuth sont peut-être les solutions de rechange les plus courantes; l'utilisation du bismuth est aussi relativement fréquente pour la production de turluttes et de spinnerbaits. Il existe aussi des pesées de zinc et de laiton, mais les formes métalliques de ces matières sont reconnues toxiques pour la sauvagine et d'autres oiseaux, quoiqu'à un degré moindre que le plomb (Grandy et coll. 1968; US EPA 1994; Zdziarski et coll. 1994). À l'heure actuelle, au Canada, les grandes chaînes de magasins de détail et les magasins d'articles de pêche et de sport offrent un choix limité de pesées et de turluttes de rechange.

Bon nombre des produits de rechange sont actuellement plus chers que le plomb, en raison du coût plus élevé des matières brutes et de la plus grande complexité des processus de fabrication. Le tableau 11 donne le prix approximatif au détail de divers poids pour la pêche ainsi qu'une estimation de ce qu'il en coûte aux pêcheurs canadiens pour acheter des produits sans plomb.

5.2 Initiatives réglementaires et de sensibilisation au Canada

En 1997, Environnement Canada et l'Agence Parcs Canada, au cours d'une initiative de réglementation parallèle, ont interdit, en vertu respectivement de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada* et de la *Loi sur les parcs nationaux*, aux personnes pêchant dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux de posséder des pesées et des turluttes de plomb de moins de 50 g (Gazette du Canada 1997b; Parcs Canada 1997). Ces deux règlements ont une portée géographique limitée (< de 3 p. 100 de la masse continentale du Canada; fig. 6) et ne devraient toucher que 50 000 environ des quelque 5,5 millions de pêcheurs sportifs à la ligne que compte le Canada.

Depuis 1995, divers organismes gouvernementaux et non gouvernementaux ont exécuté des programmes de collecte et d'échange de pesées et de turluttes de plomb, ont distribué des documents sur les effets toxiques des articles de pêche en plomb et ont encouragé l'utilisation volontaire de matières de rechange. Environnement Canada a appuyé financièrement un certain nombre des premiers échanges de pesées, dans le cadre de son programme Grands Lacs 2000. De nombreux organismes ont pris exemple, pour établir leur propre programme d'échange de pesées et de turluttes, sur le Plan d'assainissement de la baie de Quinte « Take a Little Lead Out » du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Plusieurs associations de propriétaires de chalet ont déclaré leur lac « sans plomb ». De plus, l'Agence Parcs Canada a mené des campagnes d'éducation et établi des lieux d'échange et de collecte d'articles de pêche en plomb dans de nombreux parcs nationaux.

Au printemps 1999, un projet de loi d'initiative parlementaire (C-403) reprenant la recommandation déjà faite par le Comité permanent de l'environnement de la Chambre des communes (Caccia 1995) et demandant à Environnement Canada de se servir de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pour interdire l'importation, la fabrication, la vente, l'offre pour la vente et l'utilisation de pesées et de turluttes de plomb de moins de 50 g dans l'ensemble du pays a été déposé pour discussion à la Chambre des communes (Bonwick 1999). En réponse à ce projet de loi, Environnement Canada a accepté d'élaborer une stratégie nationale de communication et de travailler avec des partenaires à l'établissement d'un programme volontaire et coopératif d'élimination progressive des pesées de plomb reposant sur l'éducation et la sensibilisation du public. Dans le cadre de cette stratégie, Environnement Canada a conçu des produits d'information, dont un dépliant et un site Web national (http://www.cws-scf.ec.gc.ca/fishing/index_f.cfm), renseignant le public sur les effets négatifs des pesées et des turluttes de plomb et sur les diverses solutions de rechange sans plomb.

Peu d'information est disponible quant à l'observation du règlement de 1997 interdisant l'utilisation de pesées et de turluttes en plomb dans les parcs nationaux et les réserves nationales de faune. Toutefois, celui-ci est probablement bien

Tableau 10
Fabricants de poids de pêche sans plomb

Entreprise	Localité	Type de poids de pêche
Canada		
D&D Lures	Windsor, Ontario	Pesées et turluttes de bismuth et d'étain
JackFish Lures Non-Toxic Tackle Co.	Edmonton, Alberta	Pesées, turluttes et spinnerbaits de bismuth
Jr's Environmental Friendly Clay Sinkers	Collingwood, Ontario	Pesées d'argile
Lucky Strike Bait Works	Peterborough, Ontario	Pesées d'étain et turluttes de bismuth
Sourdough Bay Fishing Supplies	Medicine Hat, Alberta	Pesées et turluttes de bismuth
Tucker Tackle	Ailsa Craig, Ontario	Pesées de bismuth
États-Unis		
Belvoirdale/Dinsmores	Wyncote, Pennsylvanie	Pesées d'étain
BIO-CAST	Fruita, Colorado	Poids de céramique
Bullet Weights	Alda, Nebraska	Pesées d'acier et d'étain
Du-Co Ceramics	Saxonburg, Pennsylvanie	Pesées de céramique
Jadico	Camdenton, Missouri	Turluttes de bismuth
Loon Outdoors	Boise, Idaho	Pesées de mastic
Luhr-Jensen and Sons Inc.	Hood River, Oregon	Pesées de caoutchouc
ORVIS Company	Roanoke, Virginie	Perles de tungsten, poids de mastic
Owner Hooks	VonKarman, Californie	Pesées et turluttes de bismuth
SafeCasters	Pasco, Washington	Pesées de granite
Water Gremlin	White Bear Lake, Minnesota	Pesées en étain/composites de plastique/acier résine
Grande-Bretagne		
Dinsmores	Walsall, R.-U.	Pesées d'étain
Suède		
Eco Weight	Stockholm, Suède	Pesées de magnétite/béton

Tableau 11
Estimation du coût pour le consommateur de l'utilisation de produits remplaçant les pesées de plomb pour la pêche récréative au Canada[a]

Type de poids (taille)	Prix moyen approximatif par poids de plomb[b] ($)	Prix moyen approximatif par poids sans plomb[c] ($)	Dépenses annuelles moyennes par pêcheur[d] ($)		Augmentation moyenne de pêcheurs par année ($)	Augmentation annuelle du budget des articles de pêche (%)[e]
			Plomb	Sans plomb		
Poids fendus						
(assortiment)	0,03	0,04 (étain)	0,42	0,56	0,14	0,3
(n° 5)	0,05	0,17 (étain)	0,70	2,38	1,68	3,6
(n° 7)	0,04	0,11 (étain)	0,56	1,54	0,98	2,1
Pesées poire						
(¼ once)	0,22	0,39 (bismuth)	3,08	5,46	2,38	5,0
Turluttes peintes						
(¼ once)	0,54	0,58 (bismuth)	3,78	4,06	0,28	0,7
(⅜ once)	0,47	0,58 (bismuth)	3,29	4,06	0,77	1,8

[a] Lorsqu'une comparaison directe était possible dans les grands magasins de détail.
[b] Prix de détail en dollars canadiens.
[c] Outre les prix de détail mentionnés ci-dessus, il était possible de se procurer des pesées olive contre environ 0,18 $ chacun dans les grands magasins de détail. Il n'a pas été possible d'obtenir le prix de détail actuel d'autres poids de rechange, mais, d'après la publicité, le prix des poids d'argile, d'acier et de caoutchouc entre dans l'éventail des prix mentionnés ci-dessus pour l'étain et le bismuth.
[d] Fondé sur des achats estimés, en moyenne, à 14 poids et à 7 turluttes par pêcheur par année.
[e] Augmentation en pourcentage d'un budget annuel pour les articles de pêche de 42 $. Le pêcheur moyen achète chaque année environ 14 pesées, ce qui lui coûte actuellement environ 3,25 $ (Scheuhammer et Norris 1995). D'après le prix au détail de types courants de poids, il faut s'attendre à ce que le pêcheur à la ligne moyen dépense 2 $ de plus par année pour utiliser des poids sans plomb.

observé dans les parcs nationaux du Canada, en raison des activités de sensibilisation qui s'y déroulent et parce qu'il faut acheter un permis distinct pour pêcher dans les limites des parcs. Le grand nombre de pêcheurs à la ligne au Canada (5,5 millions, soit environ une Canadienne ou un Canadien sur cinq), associé à la part relativement grande du marché des pesées et des turluttes de fabrication domestique, rend extrêmement difficile l'application d'interdictions visant les utilisateurs. Les résultats d'une mini-enquête effectuée auprès des principaux intervenants sur la connaissance de cette question et les options en matière de réglementation appuient une démarche associant des programmes éducatifs et une réglementation à l'échelle nationale (Twiss et Thomas 1998). Environnement Canada a déjà élaboré et mis en œuvre des activités éducatives limitées, notamment une publication de *La faune de l'arrière-pays* sur l'empoisonnement au plomb (SCF 1996) et un dépliant à distribuer aux salons en plein air, et appuie certains des programmes d'échange de pesées de l'Ontario. Cependant, ces efforts sont limités, et la majorité des pêcheurs à la ligne continuent d'utiliser du plomb.

5.3 Initiatives réglementaires et de sensibilisation dans d'autres pays

En 1987, le Royaume-Uni a interdit l'utilisation de pesées de plomb de moins de 28,35 g (1 oz) parce que de multiples cygnes mouraient des suites de l'ingestion de pesées de plomb (Birkhead 1982, 1983; Government of the United Kingdom 1986).

Le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) a interdit l'utilisation de pesées et de turluttes de plomb de moins de 28,35 g (1 oz) dans trois refuges nationaux de la faune, à savoir, Red Rock Lakes, au Montana, National Elk Refuge, au Wyoming, et Seney, au Michigan, en vertu de la *National Wildlife Refuge System Administration Act*, et prend également des mesures pour créer des zones sans plomb dans 13 autres refuges de la faune situés dans neuf États où les plongeons et les pêcheurs à la ligne coexistent. De plus, le U.S. National Parks Service (USNPS), en vertu de la *National Park Services Act*, a interdit l'utilisation des pesées et des turluttes de plomb de moins de 28,35 g (1 oz) dans le parc national Yellowstone, au Wyoming.

En 1994, la EPA des États-Unis a publié, dans le registre fédéral, un projet de règlement qui, en vertu de la *Toxic Substances Control Act*, visait à interdire la fabrication, le traitement et la vente, aux États-Unis, de poids de 2,54 cm (1 po) de longueur ou de diamètre, ou moins, renfermant du plomb, du zinc ou du laiton (US EPA 1994). La version initiale de ce règlement n'a pas été promulguée, parce que de nombreux États et groupes de pêcheurs, y compris la American Sportfishing Association (ASA), ont allégué qu'il n'existait pas suffisamment de preuves justifiant une interdiction des pesées de plomb à l'échelle nationale. La ASA, parmi d'autres, a recommandé de prendre des mesures régionales sur cette question, et plus précisément que la EPA et le USFWS évaluent l'étendue du problème partout au pays, édictent des règlements dans les régions où une menace est évidente, prennent des règlements dans les parcs nationaux et les refuges nationaux de la faune où un problème a été observé et mettent en branle des programmes éducatifs pour informer les gens sur les dangers associés à la fabrication domestique mal effectuée de ces produits.

Pendant la discussion de cette proposition de la EPA pour la protection, le Environmental Defense Fund a mentionné que l'exposition aux vapeurs de plomb pendant la fabrication domestique de pesées et l'ingestion de plomb par les pêcheurs qui mordent des plombs fendus pour les fixer à leur ligne peuvent présenter des risques pour la santé de l'être humain (US EPA 1994). On estime à 875 tonnes le plomb utilisé chaque année aux États-Unis pour la fabrication domestique de poids de pêche. Plus d'une quarantaine de cas de toxicose par le plomb sont survenus dans l'État de New York, au New Hampshire, en Caroline du Nord et en Iowa chez l'être humain, en conséquence de la production domestique et de l'utilisation de pesées de plomb. Dans l'État de New York, sept cas de forte exposition au plomb associés à la fabrication de pesées ont été signalés entre 1988 et 1993. Le taux de plomb dans le sang de ces sept personnes était supérieur à 25 µg/dl, et dépassait 60 µg/dl chez trois d'entre elles, un niveau qui, en général, provoque des symptômes visibles d'empoisonnement au plomb chez l'adulte (US EPA 1994). Au New Hampshire, la concentration de plomb dans le sang de trois jeunes enfants vivant dans une maison où des pesées étaient fabriquées variait entre 27 et 53 µg/dl. Les adultes de cette famille qui fabriquaient les pesées et nettoyaient les aires de travail avaient aussi des concentrations élevées de plomb dans le sang. Après que cette maison a été vendue, les trois enfants de la nouvelle famille qui l'habitait ont également été fortement exposés au plomb, le niveau de plomb dans leur sang variant entre 29 et 42 µg/dl (US EPA 1994). En Caroline du Nord, un chaudron placé à l'extérieur, dans lequel le plomb nécessaire à la fabrication de pesées était fondu, a entraîné une grave contamination (450 000 µg/g) des sols. Les lignes directrices de la EPA recommandent que les enfants n'aient pas accès à des zones où le niveau de plomb dans le sol est supérieur à 2000 µg/g. Les niveaux de plomb dans le sol, dans ce cas, étaient plus de 200 fois plus élevé que le niveau permis et, dans la terre des espaces extérieurs autour de la maison où se trouvait le chaudron, ils étaient en gros 50 fois supérieurs au niveau permis après que de la peinture au plomb a été enlevée. Au moins 26 enfants et adultes ont été exposés à du plomb à cet endroit (US EPA 1994). En Iowa, le niveau de plomb dans le sang de deux enfants qui mordaient des plombs fendus pour les fixer à une ligne était élevé (New Hampshire Department of Fish and Game 1998). Dans les publications médicales, un cas d'empoisonnement au plomb par suite de l'ingestion de pesées a été signalé chez un enfant de huit ans de l'Ohio. Ce garçon avait un niveau de plomb dans le sang de 2,6 µmol/l (~54 µg/dl), à la suite de l'ingestion de 20 à 25 pesées de plomb (Mowad et coll. 1998). Le niveau est revenu à la normale, après enlèvement des pesées et traitement par chélation.

D'aucuns soutiennent que l'exposition de l'être humain au plomb au cours de la production de pesées et de turluttes n'est un problème que si le plomb est mal manipulé ou utilisé; il existe toutefois des doutes sur la qualité de l'information fournie par les trousses de fabrication domestique de pesées. Le Environmental Defense Fund fait valoir que les renseignements relatifs à la sécurité fournis par ces trousses mettent en général en garde contre le risque de brûlures par contact avec des objets chauds, mais n'indiquent que rarement les risques pour la santé associés au plomb ou la nécessité de prendre des mesures de prévention que, dans un cadre industriel, la loi rendrait obligatoires (US EPA

1994). Nous ne connaissons pas d'études canadiennes sur l'exposition au plomb résultant de la fabrication domestique de pesées et de turluttes, mais Santé Canada a été informé des cas dont il est question dans le présent rapport.

À la suite de la discussion de la proposition de la EPA visant à interdire les pesées et les turluttes de plomb, ainsi que des recommandations de prise de mesures régionales, quelques États du Nord-Est ont élaboré des programmes coopératifs de sensibilisation et pris des mesures réglementaires pour répondre aux craintes associées à l'utilisation de pesées et de turluttes.

Afin que le Plongeon huard continue d'y prospérer, le Department of Fish and Game du New Hampshire a ratifié, en juillet 1998, un règlement qui interdit l'utilisation de pesées et de turluttes de 28,35 g (1 oz) ou moins dans tous les lacs et étangs d'eau douce de l'État à partir du 1er janvier 2000 (State of New Hampshire 1998). Ce ministère, en collaboration avec le USFWS et le Loon Preservation Committee du New Hampshire, a lancé une série d'initiatives éducatives et de communications pour inciter les pêcheurs à la ligne à adopter les pesées et les turluttes sans plomb.

Le Maine interdira la vente de pesées et de turluttes de plomb pesant 14,2 g (½ oz) ou moins à partir de 2002 (State of Maine 1999). Dans l'intervalle, l'État a lancé une campagne d'éducation des pêcheurs pour les informer des dangers que présentent les pesées de plomb et a institué des programmes d'échange de pesées.

Le Massachusetts a adopté des règlements interdisant l'utilisation d'articles de pêche en plomb sur le petit nombre de lacs où la présence de plongeons nicheurs est connue (M. Tisa, Division of Fisheries and Wildlife du Massachusetts, commun. pers.).

En février 1999, la législature de l'État de New York a présenté un projet de loi (S02592) visant à modifier la loi relative à la conservation de l'environnement pour que la vente et l'utilisation de pesées de plomb soit interdite. Ce projet de loi a récemment été adopté, et l'État de New York interdira la vente de la plupart des pesées de plomb d'ici à 2004. Cette mesure vise également à mettre fin à la pratique dangereuse consistant à mordre les plombs fendus pour les fixer à la ligne.

En mars 1999, le Minnesota a présenté un projet de loi autorisant les subventions devant servir à l'élaboration de solutions de rechange aux poids et aux turluttes en plomb (Minnesota House of Representatives 1999). Ce projet de loi a été lu puis transmis au Environmental and Natural Resources Policy Committee pour discussion. Un groupe de chercheurs spécialistes de la faune, de responsables du rétablissement d'espèces sauvages, de vétérinaires, de fabricants et de détaillants d'articles de pêche sans plomb, qui collaborent à la réalisation d'une campagne d'éducation, a été formé (MOEA 1999). Un programme semblable d'éducation et d'échange de pesées est en cours au Vermont (M. Pokras, Tufts School of Veterinary Medicine, commun. pers.).

À l'échelon fédéral, le USFWS étudie en ce moment une proposition d'interdiction progressive, sur deux ans, des pesées et des turluttes en plomb dans les refuges nationaux de la faune de tout le pays là où nichent les plongeons et les Cygnes trompettes (L. Morse, USFWS, commun. pers.)

En Suède, des programmes de recherche et de sensibilisation visant à encourager les pêcheurs à utiliser des pesées sans plomb ont été mis en place au début des années 1990, en collaboration avec la Swedish Anglers' Association et le National Chemicals Inspectorate (OCDE 1999). Une étude de la dissolution des pesées de plomb perdues pendant la pêche a été lancée par l'inspectorat en question en 1994, et une politique d'élimination progressive de l'utilisation du plomb a été établie, mais l'on croit que les pesées de plomb sont tout aussi utilisées pour la pêche à la ligne qu'avant l'adoption de cette politique, étant donné qu'il n'y a pas sur le marché de produits de rechange concurrentiels. En 1999, l'Inspectorat a également lancé une campagne afin de réduire au minimum l'utilisation de certaines pesées pour la pêche au saumon de printemps et d'automne en eaux vives, car ce type de pêche est censé donner lieu aux plus grandes pertes de poids de plomb. L'Inspectorat collabore toujours avec les intervenants pour encourager l'élimination progressive des pesées de plomb en Suède.

En 1996, la Declaration on Risk Reduction for Lead (OCDE 1996) recommandait aux pays membres de limiter l'utilisation de la grenaille de plomb dans les zones humides et de favoriser l'utilisation de pesées de remplacement dans les eaux peu profondes.

5.4 Résumé

- De nombreuses matières écologiquement viables peuvent servir à la production de pesées et de turluttes, notamment l'étain, l'acier, le bismuth, le tungstène, le caoutchouc, la céramique et l'argile. Au Canada, les poids d'étain, d'acier et de bismuth, et les turluttes de bismuth, sont les produits de rechange qu'il est le plus facile de se procurer.
- Bon nombre des produits de remplacement sur le marché sont, à l'heure actuelle, plus coûteux que le plomb, en raison du prix plus élevé des matières brutes et des processus de fabrication plus difficiles. La comparaison entre le prix de détail direct de types courants de poids permet d'estimer à 2 $ de plus, chaque année, le montant que le pêcheur moyen devrait dépenser pour des pesées et des turluttes sans plomb.
- En 1997, Environnement Canada et Parcs Canada ont interdit, respectivement en vertu de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada* et de la *Loi sur les parcs nationaux*, aux personnes qui pêchent dans les réserves nationales de faune et les parcs nationaux de posséder des pesées et des turluttes de plomb de moins de 50 g. Ces deux règlements ont une portée géographique limitée (<3 p. 100 des terres émergées du Canada) et devraient ne toucher que 50 000 environ des quelque 5,5 millions de pêcheurs sportifs à la ligne que compte le Canada.
- La Grande-Bretagne a interdit en 1987 l'utilisation de pesées de plomb pesant moins de 28,35 g.
- La USFWS a interdit l'utilisation de pesées et de turluttes de plomb dans trois refuges nationaux de la faune et dans le parc national Yellowstone. Les États du New Hampshire, du Maine et de New York ont adopté une réglementation visant l'ensemble de leur territoire à partir respectivement de 2000, de 2002 et de 2004.

Travaux cités

Akçakaya, H.R., M.A. Burgman et L.R. Ginzburgs. 1999. Applied population ecology. 2e édition. Sinauer Associates, Sunderland (Massachusetts).

Alvo, R. 1995. « Huard à collier », dans J. Gauthier et Y. Aubry (éd.), *Les oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de la protection des oiseaux et Service canadien de la faune – région du Québec, Montréal (Québec), p. 206-209.

Alvo, R., D.J.T. Hussell et M. Berrill. 1988. The breeding success of Common Loons (*Gavia immer*) in relation to alkalinity and other lake characteristics in Ontario. *Can. J. Zool.* 66: 746–752.

Barr, J.F. 1986. La dynamique des populations de huards à collier (*Gavia immer*) et les eaux contaminées au mercure dans le nord-ouest de l'Ontario. Publication hors série n° 56, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 28 p.

Barrow, W.R. 1994. Canada goose gizzard collection and analysis for ingested shot, Prince Edward Island, 1993. Rapport interne, Service canadien de la faune, Sackville (Nouveau-Brunswick). 11 p.

Bell, D.V., N. Odin et E. Torres. 1985. Accumulation of angling litter at game and coarse fisheries in South Wales, U.K. *Biol. Conserv.* 34: 369–379.

Bernstein, C., J.R. Krebs et A. Kacelnik. 1991. « Distribution of birds among habitats: theory and relevance to conservation » dans C.M. Perrins, J.-D. Lebreton et G.J.M. Hirons (éd.), *Bird population studies: Relevance to conservation and management*. Oxford University Press, New York, p. 317-345.

Birkhead, M.E. 1982. Causes of mortality in the mute swan (*Cygnus olor*) on the River Thames. *J. Zool.* (Londres) 199: 59–73.

Birkhead, M.E. 1983. Lead levels in the blood of mute swans *Cygnus olor* on the River Thames. *J. Zool.* (Londres) 198: 15–25.

Blancher, P.J., D.K. McNicol, R.K. Ross, C.H.R. Wedeles et P. Morrison. 1992. Towards a model of acidification effects on waterfowl in eastern Canada. *Environ. Pollut.* 78: 57–63.

Blus, L.J., R.K. Stroud, B. Reiswig et T. McEneaney, 1989. Lead poisoning and other mortality factors in trumpeter swans. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 263–271.

Bonwick, P. 1999. Projet de loi d'initiative parlementaire C-403 modifiant la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* afin d'interdire la fabrication, l'importation, la vente, la mise en vente ou l'utilisation de pesées ou de turluttes en plomb de moins de 50 grammes. Transcription des débats de la Chambre des communes, 20 avril 1999, Ottawa (Ontario). 13 p.

Borkowski, R. 1997. Lead poisoning and intestinal perforations in a snapping turtle (*Chelydra serpentina*) due to fishing gear ingestion. *J. Zoo Wildl. Med.* 28: 109–113.

Brand, C.J., S.M. Schmitt, R.M. Duncan et T.M. Cooley. 1988. An outbreak of type E botulism among Common Loons (*Gavia immer*) in Michigan's upper peninsula. *J. Wildl. Manage.* 36: 524–533.

Burgess, N.M., D.C. Evers et J.D. Kaplan. 1998a. « Mercury levels in the blood of Common Loons breeding in the Maritimes and their prey », dans N. Burgess, S. Beauchamp, G. Brun, T. Clair, C. Roberts, L. Rutherford, R. Tordon et O. Vaidya (éd.), *Mercury in Atlantic Canada: a progress report*. Environnement Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick), p. 96-100.

Burgess, N.M., D.C. Evers, J.D. Kaplan, M. Duggan et J.J. Kerekes. 1998b. « Mercury and reproductive success of Common Loons breeding in the Maritimes », dans N. Burgess, S. Beauchamp, G. Brun, T. Clair, C. Roberts, L. Rutherford, R. Tordon et O. Vaidya (éd.), *Mercury in Atlantic Canada: a progress report*. Environnement Canada, Sackville (Nouveau-Brunswick), p. 104-109.

Caccia, C. 1995. Notre santé en dépend! Vers la prévention de la pollution. Rapport du Comité permanent de l'environnement et du développement durable de la Chambre des communes, Chambre des communes, première session du 35e Parlement, fascicule n° 81, 1994–1995, Ottawa (Ontario).

Campbell, D.G., et I.K. Barker. 1999. Botulisme type E – oiseaux mangeurs de poisson – lacs Erie et Huron. CCCSF (Centre can. coop. de la santé de la faune), bull. 6: 8–9.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser et M.C.E. McNall. 1990. The birds of British Columbia. Vol. 1. Nonpasserines. Royal British Columbia Museum et Service canadien de la faune, Victoria (Colombie-Britannique).

Caswell, H. 1989. Matrix population models. Sinauer Associates, Sunderland (Massachusetts).

Clobert, J. et J.-D. Lebreton. 1991. « Estimation of demographic parameters in bird populations », dans C.M. Perrins, J.-D. Lebreton et G.J.M. Hirons (éd.), *Bird population studies: Relevance to conservation and management*. Oxford University Press, New York.

Coad, S. 1994. Consumption of fish and wildlife by Canadian native peoples: A quantitative assessment from the published and unpublished literature. Rapport préparé pour la Section des déchets dangereux, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada. 59 p. et annexes.

Collins, B.T. 2000. Analysis of the 2000 black duck breeding ground survey. Rapport interne, Service canadien de la faune, Hull (Québec).

Croskery, P.R. 1990. The importance of individual territories to the long-term production of Common Loon, *Gavia immer*, in northwestern Ontario. *Can. Field-Nat.* 104: 557–560.

Cryer, M.J., J. Corbett et M.D. Winterbotham. 1987. The deposition of hazardous litter by anglers at coastal and inland fisheries in South Wales. *J. Environ. Manage.* 25: 125–135.

Daoust, P.-Y., G. Conboy, S. McBurney et N. Burgess. 1998. Interactive mortality factors in Common Loons from Maritime Canada. *J. Wildl. Dis.* 34(3): 524–531.

DesGranges, J.-L. 1989. Étude des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : les oiseaux lacustres et leurs habitats au Québec. Publication hors série n° 67, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 35 p.

DesGranges, J.-L., et P. Laporte. 1979. Aperçu préliminaire de la situation des huarts (Gaviidae) au Québec. Rapport préparé pour le Groupe de travail sur la sauvagine du Comité conjoint de l'entente de la baie James et du Nord québécois. Service canadien de la faune, Québec (Québec). 37 p.

Duerr, A.E. 1999. Abundance of lost and discarded fishing tackle and implications for waterbird populations in the United States. Mémoire de maîtrise en sciences, School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, Tucson (Arizona). 88 p.

Duerr, A.E., et S. DeStefano. 1999. Using a metal detector to determine lead sinker abundance in waterbird habitat. *Wildl. Soc. Bull.* 27(4): 952–958.

Dunn, E. 1987. « Common Loon *Gavia immer* », dans M.D. Cadman, P.F.J. Eagles et E.M. Helleiner (éd.), *Atlas of the breeding birds of Ontario*. Federation of Ontario Naturalists et Long Point Bird Observatory. University of Waterloo Press, Waterloo (Ontario), p. 36-37.

Dunn, E.H., C.M. Downes et B.T. Collins. 2000. Le relevé des oiseaux nicheurs du Canada, 1967–1998. Cahiers de biologie, n° 216, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 42 p.

DuWors, E., M. Villeneuve, F.L. Filion, R. Reid, P. Bouchard, D. Legg, P. Boxall, T. Williamson, A. Bath et S. Meiss. 1999. L'importance de la nature pour les Canadiens : rapport sommaire de l'enquête. Environnement Canada, Ottawa (Ontario). 55 p.

Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Biological Report 85, US Fish and Wildlife Service, Washington (D.C.), 134 p.

Ensor, K.L., D. Helwig et L.C. Wemmer. 1992. Mercury and lead in Minnesota Common Loons. Water Quality Division, Minnesota Pollution Control Agency. 32 p.

Erskine, A.J. 1992. Atlas of the breeding birds of the Maritime provinces. Nimbus Publishing Ltd. et Nova Scotia Museum, Halifax (Nouvelle-Écosse). 270 p.

Evers, D.C. 2000. « An update of North America's Common Loon breeding population », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings*. Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire).

Evers, D.C., J.D. Kaplan, P.S. Reaman, J.D. Paruk et P. Phifer. 2000. « Demographic characteristics of the Common Loon on the Upper Great Lakes », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings.* Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire).

Evers, D.C., M.G. Mitro et T.R. Gleason. 2001. Projecting the population-level effects of mercury on the Common Loon in the Northeast. Communication pendant le Workshop of the Fate, Transport, and Transformation of Mercury in Aquatic and Terrestrial Environments, West Palm Beach, Floride. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington (D.C.).

Filion, F.L., E. DuWors, P. Boxall, P. Bouchard, R. Reid, P. Gray, A. Bath et G. Legare. 1993. L'importance de la faune pour les Canadiens : rapport sommaire de l'enquête de 1991. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 60 p.

Fitzpatrick, J., et G. Woolfenden. 1989. « Florida Scrub Jay », dans I. Newton (éd.), *Lifetime reproduction in birds*. Academic Press, San Diego (Californie), p. 201-218.

Fonds d'assainissement des Grands Lacs 2000. 1995. Lead/bismuth sinker and jig exchange report. Environnement Canada, Hull (Québec). 2 p.

Forbes, I.J. 1986. The quantity of lead shot, nylon fishing line and other litter discarded at a coarse fishing lake. *Biol. Conserv.* 38: 21–34.

Forrester, D.J., W.R. Davidson, R.E. Lange Jr., R.K. Stroud, L.L. Alexander, J.C. Franson, S.D. Haseltine, R.C. Littell et S.A. Nesbitt. 1997. Winter mortality of Common Loons in Florida coastal waters. *J. Wildl. Dis.* 33: 833–847.

Franklin, A.B., D.R. Anderson, E.D. Forsman, K.P. Burnham et F.W. Wagner. 1996. Methods for collecting and analyzing demographic data on the Northern Spotted Owl. *Stud. Avian Biol.* 17: 12–20.

Franson, J.C., et D.J. Cliplef. 1993. « Causes of mortality in Common Loons », dans L. Morse, S. Stockwell et M. Pokras (éd.), *The loon and its ecosystem: Status, management, and environmental concerns*. American Loon Conference Proceedings, Bar Harbor (Maine), p. 2-12.

Franson, J.C., S.P. Hansen, M.A. Pokras et R. Miconi. 2001. Size characteristics of stones ingested by Common Loons. *Condor* 103: 189–191.

Friend, M. 1985. Interpretation of criteria commonly used to determine lead poisoning problem areas. Fascicule 2, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington (D.C.). 4 p.

Gazette du Canada. 1996. Règlement sur les réserves d'espèces sauvages – Modification. C.P. 1996-1451. DORS/96-442, 17 septembre 1996. Gazette du Canada partie II, vol. 130, n° 20, p. 2834-2893.

Gazette du Canada. 1997a. Règlement modifiant le Règlement sur les oiseaux migrateurs. C.P. 1997-1109. DORS/97-400, 18 août 1997. Gazette du Canada partie II, vol. 131, n° 18, p. 2657–2665.

Gazette du Canada. 1997b. Règlement modifiant le Règlement sur les réserves d'espèces sauvages. C.P. 1997-1294. DORS/97-439, 17 septembre 1997. Gazette du Canada partie II, vol. 131, n° 20, p. 2805–2809.

Gelston, W.L., et J.N. Stuht. 1975. Successful treatment of a Mute Swan for lead poisoning. *Jack-Pine Warbler* 53: 156–158.

Gingras, B.A., et C.A. Paszkowski. 1999. Breeding patterns of Common Loons on lakes with three different fish assemblages in north-central Alberta. *Can. J. Zool.* 77: 600–609.

Government of the United Kingdom. 1986. The control of pollution (anglers' lead weights) regulations 1986. Statutory Instruments No. 1992. Her Majesty's Stationery Office. 3 p.

Grandy, J.W., IV, L.N. Locke et G.E. Bagley. 1968. Relative toxicity of lead and five proposed substitute shot types to pen-reared Mallards. *J. Wildl. Manage.* 32(2): 483–488.

Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *J. Anim. Ecol.* 63: 151–162.

Heimberger, M., D. Euler et J. Barr. 1983. The impact of cottage development on Common Loon reproductive success in central Ontario. *Wilson Bull.* 95: 431–439.

Hunter, D.B. 1995. « Lead poisoning in Trumpeter Swans in Ontario: A review », dans W.A. Rapley, E. Christens et T.P. Birt (éd.), *Proceedings of the Trumpeter Swan Symposium*, le 25 mai 1995, Metro Toronto Zoo, Toronto (Ontario), p. 51-54.

INRP (Inventaire national des rejets de polluants). 1996. Rapport sommaire : Inventaire national des rejets de polluants. Environnement Canada, Hull (Québec).

Jeffries, D.S., T.A. Clair, S. Couture, P.J. Dillon, J. Dupont, W. Keller, D.K. McNicol, M.A. Turner, R. Vet et R. Weeber. 2003. Assessing the recovery of lakes in southeastern Canada from the effects of acidic deposition. Ambio (sous presse).

Johnson, F., et K. Williams. 1999. Protocol and practice in the adaptive management of waterfowl harvests. Conserv. Ecol. 3: 8 (en ligne : http://www.consecol.org/vol3/iss1/art8).

Kerekes, J.J., et D. Masse. 2000. « Comparison of Common Loon populations, based on long-term monitoring, in Kejimkujik National Park, Nova Scotia and La Mauricie National Park, Québec », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings*. Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire), p. 66-68.

Kerekes, J.J., M.J. Duggan et R.J. Tordon. 1995. « Abundance and distribution of fish-eating birds in Kejimkujik National Park (1988–1993) », dans C.A. Staicer, M.J. Duggan et J.J. Kerekes (éd.), *Proceedings of the Workshop on Kejimkujik Watershed Studies: Monitoring and Research Five Years after "Kejimkujik '88."* Publication hors série n° 3, Environnement Canada – région de l'Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick), p. 197-204.

Kirby, J., S. Delany et J. Quinn. 1994. Mute Swans in Great Britain — a review, current status, and long-term trends. *Hydrobiologia* 280: 467–482.

Lane, O., D. Evers, P. Reaman, J. Kaplan et K. Tishler. 2000. North American Common Loon biomonitoring program, Quebec, Canada. Rapport BRI 2000-02, préparé par le Biodiversity Research Institute, Falmouth, Maine, pour le Service canadien de la faune. 21 p.

Langelier, K. 1994. Lead shot poisoning in Canadian wildlife. Rapport préparé pour la Animal Welfare Foundation of Canada, Vancouver (Colombie-Britannique). 46 p. et annexes.

Lebreton, J.-D., K.P. Burnham, J. Clobert et D.R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62: 67–118.

LePage, C., et D. Bordage. 1998. Plan conjoint sur le Canard noir (PCCN). Site Internet : http://www.qc.ec.gc.ca/faune/sauvagine/html/pccn.html. Service canadien de la faune – région du Québec.

Lichvar, L. 1994. Non-toxic lead update. *Fly Fisherman* 25: 10–16.

Locke, L.N., et L.T. Young. 1973. An unusual case of lead poisoning in a Whistling Swan. *Maryland Birdl.* 29: 106–107.

Locke, L.N., S.M. Kerr et D. Zoromski. 1982. Lead poisoning in Common Loons (*Gavia immer*). *Avian Dis.* 26: 392–396.

McDonald, D.B., et H. Caswell. 1993. Matrix methods for avian demography. *Curr. Ornithol.* 10: 139–185.

McIntyre, J.W., et J.F. Barr. 1997. « Common Loon (*Gavia immer*) », dans *The Birds of North America*, n° 313 (A. Poole et F. Gill, éd.). Academy of Natural Sciences, Philadelphie (Pennsylvanie) et American Ornithologists' Union, Washington (D.C.).

McNicol, D.K. 1999. « The Canadian Wildlife Service Acid Rain Biomonitoring Program — Monitoring and modelling the effects of acid rain on waterbirds in eastern Canada », dans G.G. Raddum, B.O. Rosseland et J. Bowman (éd.), *Proceedings of a Workshop on Biological Assessment and Monitoring: Evaluation and Models*, Zakopane (Pologne), 13 octobre 1999. Institut norvégien de la recherche sur l'eau, Oslo (Norvège), p. 80-88.

McNicol, D.K., B.E. Bendell et R.K. Ross. 1987. Études des effets de l'acidification sur la faune aquatique au Canada : rapports entre la sauvagine et les niveaux trophiques de petits lacs du nord de l'Ontario. Publication hors série n° 62, Service canadien de la faune – région de l'Ontario, Ottawa (Ontario). 76 p.

McNicol, D.K., M.L. Mallory et H.S. Vogel. 1995a. Using volunteers to monitor the effects of acid precipitation on Common Loon (*Gavia immer*) reproduction in Canada: The Canadian Lakes Loon Survey. *Water Air Soil Pollut.* 85: 463–468.

McNicol, D.K., R.K. Ross, M.L. Mallory et L.A. Brisebois. 1995b. « Trends in waterfowl populations: Evidence of recovery from acidification », dans J. Gunn (éd.), *Environmental restoration and recovery of an industrial region*. Springer-Verlag (New York), p. 205-217.

Miconi, R., M. Pokras et K. Taylor. 2000. « Mortality in breeding Common Loons: How significant is trauma? », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings*. Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire).

Minnesota House of Representatives. 1999. Bill Name: H.F No. 1752. Lead fishing sinkers and jigs replacement research grants authorized, Department of Natural Resources consultation and reports required, and money appropriated, as introduced: 81st Legislative Session 1999–2000, 25th day, Wednesday, March 10, 1999, p. 794.

MOEA (Minnesota Office of Environmental Assistance). 1999. Get the lead out! Campagne de promotion des pesées sans plomb. Communiqué de l'État du Minnesota, 26 mars 1999.

Mowad, E., I. Haddad et D.J. Gemmel. 1998. Management of lead poisoning from ingested fishing sinkers. *Arch. Pediatr. Adolesc. Med.* 152: 485–488.

MPO (ministère des Pêches et des Océans). 1994. Enquête sur la pêche récréative au Canada, 1990. Rapport de l'analyse économique et commerciale, n° 148. 148 p.

MPO (ministère des Pêches et des Océans). 1997. Enquête sur la pêche récréative au Canada, 1995. Rapport de l'analyse économique et commerciale, n° 154. 130 p.

MRNO (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). 1993. 1990 Survey of Recreational Angling in Ontario: A descriptive analysis. Ébauche, décembre 1993. 136 p. et annexes.

Nankivel, C. (éd.). 1999. Report on lead in the environment. Policy and Planning Division, Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, Minnesota. 73 p. et annexes.

New Hampshire Department of Fish and Game. 1998. Facts about lead and loons. New Hampshire Department of Fish and Game, Concord (New Hampshire). 1 p.

Nur, N., et W.J. Sydeman, 1999. Demographic processes and population dynamic models of seabirds: Implications for conservation and restoration. *Curr. Ornithol.* 15: 149–188.

Nussman, M. 1994. The U.S. sport fishing industry's position paper in lead fishing sinkers. Synthèse présentée pendant l'atelier de l'OCDE sur les produits et l'utilisation du plomb, 12-15 septembre, Toronto (Ontario). 5 p. Organisation de coopération et de développement économiques, Paris (France).

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1996. Résolution du Conseil de l'OCDE relative à la Déclaration sur la réduction des risques liés au plomb. C(96)42/FINAL. Paris (France). 6 p.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1999. Lead risk management activities in OECD Member Countries (1993 to 1998). Environnemental, Health and Safety Publications, Series on Risk Management, n° 12, partie 1. Paris (France). 467 p.

O'Halloran, J., A.A. Myers et P.F. Duggan. 1988. Lead poisoning in swans and sources of contamination in Ireland. *J. Zool.* (Londres) 216: 211–23.

Parcs Canada. 1997. Règlement sur la pêche dans les parcs nationaux. C.R.C., chapitre 1120, *Loi sur les parcs nationaux*, DORS/97-111, 4 février 1997.

Peck, G.K., et R.D. James. 1983. Breeding birds of Ontario: Nidiology and distribution. Vol. 1. Non-passerines. Life Sciences Miscellaneous Publications, Royal Ontario Museum, Toronto (Ontario).

Perry, C. 1994. Lead sinker ingestion in avian species. Information Bulletin, Division of Environmental Contaminants, U.S. Fish and Wildlife Service, Arlington (Virginie), septembre. 83 p.

Pichner, J., et P.L. Wolff. 2000. « Causes of morbidity and mortality in the Common Loon in Minnesota, 1991–1996 », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings*. Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire), p. 8-18.

Piper, W.H., J.D. Paruk, D.C. Evers, M.W. Meyer, K.B. Tischler, M. Klich et J.J. Hartigan. 1997. Local movements of color-marked loons. *J. Wildl. Manage.* 61: 1253–1261.

Pokras, M.A., et R. Chafel. 1992. Lead toxicosis from ingested fishing sinkers in adult Common Loons (*Gavia immer*) in New England. *J. Zoo Wildl. Med.* 23(1): 92–97.

Pokras, M.A., S. Rohrbach, C. Press, R. Chafel, C. Perry et J. Burger. 1993. « Environmental pathology of 124 Common Loons from the northeastern United States », dans L. Morse, S. Stockwell et M. Pokras (éd.), *The loon and its ecosystem: Status, management, and environmental concerns*. 1992 American Loon Conference Proceedings, Bar Harbor (Maine), p. 20-53.

Poppenga, R., T. Cooley, S. Schmitt, S. O'Brien, E. Braselton, J. Sikarskie, J. Lloyd et D. Evers, 1993. « Liver and kidney metal concentrations from a series of Common Loons determined by inductively coupled argon plasma emission spectroscopy », dans L. Morse, S. Stockwell et M. Pokras (éd.), *The loon and its ecosystem: Status, management, and environmental concerns*. 1992 American Loon Conference Proceedings, Bar Harbor (Maine), p. 54.

Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. Am. Nat. 127 (Suppl.): S50–S66.

Raphael, M.G., R.G. Anthony, S. DeStefano, E.D. Forsman, A.B. Franklin, R. Holthausen, E.C. Meslow et B.R. Noon. 1996. Use, interpretation, and implications of demographic analyses in Northern Spotted Owl populations. *Stud. Avian Biol.* 17: 102–112.

Rodenhouse, N.L., T.W. Sherry et R.T. Holmes. 1997. Site-dependent regulation of population size: a new synthesis. *Ecology* 78: 2025–2042.

Rose, P.M., et D.A. Scott. 1997. Waterfowl population estimates, 2e éd. Publication 44, Wetlands International, Wageningen (Pays-Bas). 106 p.

Ross, R.K. 1987. Rapport provisoire sur les dénombrements de couples reproducteurs d'oiseaux aquatiques dans le nord de l'Ontario, de 1980 à 1983. Cahiers de biologie n° 168, Service canadien de la faune – région de l'Ontario, Ottawa (Ontario). 10 p.

Ross, R.K. 2002. 2002 Black Duck survey of northeastern Ontario. Service canadien de la faune – région de l'Ontario. 12 p.

Ross, R.K., et D. Fillman. 1990. Répartition géographique du canard noir et du canard colvert dans le nord de l'Ontario. Cahiers de biologie n° 189, Service canadien de la faune – région de l'Ontario, Ottawa (Ontario). 6 p.

Royal Forest and Bird Protection Society. 1999. Lead shot and sinkers — Poisoning New Zealand's waterways. Fiche de renseignements, Royal Forest and Bird Protection Society, Wellington (Nouvelle-Zélande).

Sauer, J.R., S. Schwartz et B. Hoover. 1996. The Christmas Bird Count home page. Version 95.1. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel (Maryland) (http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/cbc.html).

Sauer, J.R., J.E. Hines, I. Thomas, J. Fallon et G. Gough. 2000. The North American Breeding Bird Survey, results and analysis 1966–1999. Version 98.1. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel (Maryland) (http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs98.html).

SCF (Service canadien de la faune). 1996. La faune de l'arrière pays – L'intoxication au plomb chez les oiseaux aquatiques. Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).

Scheuhammer, A.M., et P.J. Blancher. 1994. Potential risk to Common Loons (*Gavia immer*) from methylmercury exposure in acidified lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 445–455.

Scheuhammer, A.M., et S.L. Norris. 1995. Examen des impacts environnementaux de la grenaille et des plombs de pêche en plomb au Canada. Publication hors-série n° 88, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario). 60 p.

Sears, J. 1988. Regional and seasonal variations in lead poisoning in the Mute Swan *Cygnus olor* in relation to the distribution of lead and lead weights in the Thames area, England. *Biol. Conserv.* 46: 115–134.

Sears, J., S.W. Cooke, Z.R. Cooke et T.J. Heron. 1989. A method for the treatment of lead poisoning in the Mute Swan (*Cygnus olor*) and its long term success. *Br. Vet. J.* 145: 586–595.

Semenchuk, G.P. (éd.). 1992. The atlas of breeding birds of Alberta. Federation of Alberta Naturalists, Edmonton (Alberta).

Sibly, R.M., I. Newton et C.H. Walker. 2000. Effects of dieldrin on population growth rates of sparrowhawks 1963–1986. *J. Appl. Ecol.* 37: 540–546.

Smith, A.R. 1996. Atlas of Saskatchewan birds. Publication spéciale n° 22, Saskatchewan Natural History Society, Environnement Canada et Nature Saskatchewan, Regina (Saskatchewan). 456 p.

Snyder, S.B., M.J. Richard, R.C. Drewien, N. Thomas et J.P. Thilsted. 1991. « Diseases of Whooping Cranes seen during annual migration of the Rocky Mountain flock », dans R.E. Junge (éd.), *1991 Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*, Calgary (Alberta). Septembre. Pages 74-80.

Spitzer, P.R. 1995. Common Loon mortality in marine habitats. *Env. Rev.* 3: 223–229.

State of Maine. 1999. An Act to Minimize the Harmful Effects of Lead, Chapter 380, H.P. 625/L.D.875, Sec. 1.12 MRSA 7608-A, p. 509, 119th Legislature, First Regular Session, 2 December 1998 – 19 June 1999, *Laws of the State of Maine*, Vol. 1, 1999.

State of New Hampshire. 1998. Lead fishing sinkers and jigs — use prohibited. House Bill 1196, RSA 211:13-b, 26 June 1998, State of New Hampshire.

Statistique Canada. 1999. Trade query results: Imports for code 9507.90.9010, Fishing sinkers for sportsmen, 1988–1998. Centre de référence statistique, Ottawa (Ontario).

Stone, W.B., et J.C. Okoniewski. 2001. Necropsy findings and environmental contaminants in Common Loons from New York. *J. Wildl. Dis.* 37: 178–184.

Taylor, K., et H. Vogel. 2000. « New Hampshire report », dans J.W. McIntyre et D.C. Evers (éd.), *Loons: Old history and new findings*. Actes d'un symposium de la réunion de 1997 de la American Ornithologists' Union. North American Loon Fund, Holderness (New Hampshire), p. 110-113.

Twiss, M.P., et V.G. Thomas. 1998. Preventing fishing-sinker-induced lead poisoning of Common Loons through Canadian policy and regulative reform. *J. Environ. Manage.* 53: 49–59.

U.S. Department of the Interior. 1997. 1996 National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation. U.S. Fish and Wildlife Service, Arlington (Virginie). 115 p. et annexes.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1994. Lead fishing sinkers: response to citizens' petition and proposed ban. *Fed. Regist.* 59: 11122–11143.

U.S. Fish and Wildlife Service. 1992. *Endangered Species Bulletin* 27(3–8): 16. U.S. Department of the Interior, Washington (D.C.).

Vogel, H. 1997. COSEWIC status report on Common Loon (*Gavia immer*). Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada (CSEMDC), Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario).

Walker, C.H., S.P. Hopkins, R.M. Sibly et D. Peakall. 1996. Principles of ecotoxicology. Taylor and Francis, Londres (R.-U.).

Wayland, M., et D.K. McNicol. 1990. Status report on the effects of acid precipitation on Common Loon reproduction in Ontario: The Ontario lakes loon survey. Rapport technique n° 92, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario), 26 p.

White, G.C., et K.P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 (Suppl.): 120–138.

Windingstad, R.M., S.M. Kerr, L.N. Locke et J.J. Hurt. 1984. Lead poisoning of Sandhill Cranes (*Grus canadensis*). *Prairie Nat.* 16: 21–24.

Wobeser, G.A. 1981. Diseases of wild waterfowl. Plenum Press, New York. 300 p.

Yonge, K.S. 1981. The breeding cycle and annual production of the Common Loon (*Gavia immer*) in the boreal forest region. Mémoire de maîtrise, Université du Manitoba, Winnipeg (Manitoba). 131 p.

Zdziarski, J.M., M. Mattix, R.M. Bush et R.J. Montali. 1994. Zinc toxicosis in diving ducks. *J. Zoo Wildl. Med.* 25(3): 438–445.

CHOIX ENVIRONNEMENTAL
ENVIRONMENTAL CHOICE